

УДК 504.53:631.82 (477.41/2)

А.В. Мудрак

к.с.-г.н.

Житомирський національний агроекологічний університет

Рецензент – член редколегії “Вісник ЖНАЕУ”, д.с.-з.н. Смаглий О.Ф.

## ПРИРОДНІ ТА ШТУЧНІ РАДІОНУКЛІДИ В ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТАХ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІЙ ПРОДУКЦІЇ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

*Показано рівні накопичення радіонуклідів Чорнобильського сліду в сільсько-господарській продукції залежно від застосування органічних та мінеральних добрив, мікроелементів та мікробіологічних препаратів після тривалого періоду взаємодії їх сполук з ґрунтом. Встановлено, що в сільськогосподарську продукцію з ґрунту надходять і природні радіонукліди, зокрема  $^{40}\text{K}$  й  $^{226}\text{Rn}$ , активність яких в десятки разів перевищує активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , і які можуть потрапляти й у водні джерела.*

### Постановка проблеми

З наукових публікацій відомо, що за рахунок природних радіонуклідів населення отримує 83 % річної ефективної дози опромінення, а решту – за рахунок космічного опромінення. Навіть коли ця доза від усього ядерного комплексу зростає, за період з 1980 по 2100 рр., від 500 до 20000 люд.Зв., то це буде становити тільки 1 % природного фону [9].

Тому через 20 років, після розпаду короткоживучих радіонуклідів  $^{131}\text{I}$  та  $^{134}\text{Cs}$  й інших, на території добровільного й безумовного відселення дозове навантаження від природних радіонуклідів  $^{40}\text{K}$  й  $^{226}\text{Rn}$ , що переходять з ґрунту у сільськогосподарську продукцію, може значно перевищувати дозове навантаження, обумовлене радіонуклідами, які залишилися у ґрунті після Чорнобильської аварії –  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Це підтверджують і показники їх радіотоксичності ЛД<sub>50/30</sub> на крису, однакові для  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{40}\text{K}$  – по 155000 кБк і  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{226}\text{Ra}$  по 11100 кБк, значно вищі і майже однакові для  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  – 280, 296, 370 і 370 кБк [1].

Найбільшу частину ефективної дози опромінення на даних територіях отримано в результаті інтенсивного розпаду короткоживучих радіонуклідів: 90 % – в перший рік Чорнобильської катастрофи та 98 % – в наступні 5 років [9].

Відразу після аварії населення найбільше опромінювалось від інтенсивного розпаду  $^{131}\text{I}$ , швидкість якого у 33 тис. разів вища за швидкість розпаду  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . В перший місяць активність  $^{131}\text{I}$  в молоці в районах, що межують з зоною аварії, становила 59200 Бк/л, тобто 70–80 % від всієї активності. Через 3 місяці вона знизилась до 1036–2146 Бк/л, а в кінці 2006 р. – до 32–273 Бк/л. Така висока активність  $^{131}\text{I}$  була характерною і для іншої сільськогосподарської продукції. На початку активність  $^{137}\text{Cs}$  в молоці становила 713–302 Бк/л, в м'ясі – 552 Бк/кг. У 1987 р. активність  $^{90}\text{Sr}$  в м'ясопродуктах була у 8,2 раза вищою за доаварійний

рівень, а в рослинницькій – у 2 рази. До аварії в 1985 р. активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у молоці, яловичині та картоплі в середньому становила 0,2 Бк/кг, але в умовах Полісся в харчових продуктах вона була в 4–4,5 разів вищою, а в молоці – у 10–16 разів [11].

Оскільки під час Чорнобильської аварії екстрена йодна профілактика в Україні не була проведена, сьогодні маємо 150 тис. випадків захворювання щитовидної залози, з них 13 тис. – онкологічних [5].

Але, разом з тим, в зоні обов'язкового відселення на деяких луках і пасовищах щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  сягає 1558 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – 117 кБк/м<sup>2</sup>, що є надзвичайно небезпечним. Тому важливо знати, як змінились рівні активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в сільськогосподарській продукції через 20 років, як впливають на рівень забруднення основні агрохімічні заходи.

### Аналіз останніх досліджень

Внаслідок Чорнобильської аварії радіонуклідами було забруднено 50,5 тис. км<sup>2</sup>. Біля 20 % викидів –  $6,7 \cdot 10^{17}$  Бк становив  $^{131}\text{I}$ . Біля 10 % – ізотопи цезію –  $1,9 \cdot 10^{16}$  Бк  $^{134}\text{Cs}$  й  $3,7 \cdot 10^{16}$   $^{137}\text{Cs}$ . Приблизно 3 % становили рідкоземельні елементи та актиноїди [6].

Екологічний період напівочищення кореневого шару ґрунту співрозмірний з періодом напіврозпаду  $^{137}\text{Cs}$  або перевищує його. Для легких ґрунтів період напівочищення кореневого шару від  $^{90}\text{Sr}$  може бути значно меншим за період його напіврозпаду та становить 5–10 років [8].

Проблема отримання чистої продукції на забруднених ґрунтах також не може бути цілком вирішена шляхом зниження рухомості радіонуклідів, оскільки неможливо домогтися селективності цього процесу. Тому концентрація уваги лише на ґрунті є помилкою [6].

В природі існує біля 50 ізоотопів різних елементів. Отже доза опромінення людини залежить від місцевості, в якій вона живе, і в середньому становить 50 м.рад. В гірських районах цей показник може зрости більше ніж у 10 разів. Серед природних радіоактивних ізоотопів значну дозу внутрішнього опромінення людини забезпечує радіоактивний калій (близько 0,18–0,20 мЗв), але значно більша доза внутрішнього опромінення – від нуклідів радіоактивного ряду  $^{238}\text{U}$ ; меншою мірою – від радіоактивного ряду  $^{232}\text{Th}$ . Деякі з них (свинець-210 та полоній-210) концентруються в рибі, молюсках і лишайниках, а потім з морепродуктами та м'ясом оленя потрапляють в організм людини. Тому дози опромінення населення півночі від полонія-210 можуть у 35 разів перевищувати середній рівень. Також і в західній Австралії в місцевості з підвищеною концентрацією урану населення отримує опромінення в 75 разів більше від середнього рівня, оскільки споживає м'ясо овець та кенгуру [7, 9].

За даними дослідів Г.Г. Полікарпова зі співавторами, внесок  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239-240}\text{Pu}$  у формування дози навантаження на чорноморські гідробіонти-

індикатори незначний. В той же час, частка природного радіонукліду  $^{210}\text{Po}$  в сумарній еквівалентній дозі від всіх радіоактивних елементів змінювалась в межах 99–99,7 % [12]. Характеризуючи радіологічну ситуацію в лісопаркових зонах Києва, І.В. Цибульська, І.М. Гудков зазначають значно вищу активність в розрив-траві звичайній  $^{40}\text{K}$ , порівняно з  $^{137}\text{Cs}$ , – 100–450 та 11–125 Бк/кг відповідно [10].

Також й злакові та бобові трави, зернові, зернобобові та кормові культури, що вирощені на радіоактивно забрудненій території Житомирського Полісся, накопичують в урожаї в десятки разів більше природних радіонуклідів  $^{40}\text{K}$  та  $^{226}\text{Ra}$ , ніж радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , що залишилися від Чорнобильського сліду [2, 3, 4]. В такому разі і дозові навантаження від природних радіонуклідів мають бути такими ж високими.

### Методика досліджень

Експериментальні результати отримані у 2001–2009 рр. в польових дослідах, що проведені на супіщаних та легкосуглинкових дерново-середньопідзолистих ґрунтах Центрального Полісся при різних щільностях їх забруднення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . В дрібноділяночних дослідах, що закладені на супіщаних ґрунтах в 6-разовій повторності з загальною площею ділянки  $6\text{ м}^2$  та обліковою –  $2\text{ м}^2$ , вивчали ефективність застосування різних видів фосфорних добрив, мікроелементів та мікробіологічних препаратів, їх вплив на продуктивність та якість урожаю, накопичення радіонуклідів в найбільш поширених в зоні Полісся сільськогосподарських культурах та багаторічних травах.

В 2005–2009 рр. в польових дослідах, що закладені на супіщаних та легкосуглинкових ґрунтах у 4-разовій повторності з загальними площами 28 та  $35\text{ м}^2$  й обліковими – 10 та  $15\text{ м}^2$ , вивчали ефективність застосування органічних компостів та препаратів ефективних мікроорганізмів, мікроорганізмів поліфункціональної дії під багаторічні трави, ярі й озимі зернові культури. Для визначення активності радіонуклідів в ґрунті на ділянках в 4-разовій повторності з орного та підорного шарів відбирали зразки ґрунту, а для обрахунків щільності забруднення ґрунту радіонуклідами визначалась і його об'ємна вага (щільність) методом ріжучого циліндра. У відібраних зразках ґрунту визначали агрохімічні показники: вміст гумусу, лужногідролізованого азоту, рухомого фосфору і обмінного калію, показники кислотності –  $\text{pH}_{\text{КСІ}}$ , гідролітична кислотність, сума увібраних основ.

Активність радіонуклідів визначалась у висушених зразках урожаю сільськогосподарських культур. Для таких визначень відбирались усереднені з індивідуальних проб зразки.

В 2001–2004 рр. вивчали й ефективність застосування контрзаходів щодо накопичення радіонуклідів в сільськогосподарській продукції, що впроваджу-

вались в господарствах. Для цього на сільськогосподарських угіддях відбирали усереднені з індивідуальних проб зразки ґрунту та рослин.

З водних джерел, затоплених гранітних кар'єрів та водоймищ, що утворилися після видобутку ільменіту відкритим способом, відбирали зразки води для визначення активності радіонуклідів в ній.

Визначення активності радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  проводили на гамма-спектрометрі СЕГ-05, а  $^{90}\text{Sr}$  – на радіометрі РИБГ.

В 2002–2004 рр. проводили аналіз радіологічної ситуації північних районів Житомирської області за рівнями активності  $^{137}\text{Cs}$  в харчових продуктах, що були отримані радіологічними лабораторіями підприємств харчової промисловості, ветеринарної медицини та санітарно-епідеміологічних станцій.

### Результати досліджень

Через 23 роки після аварії на ЧАЕС, коли відбувся повний розпад короткоживучих радіонуклідів, а активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті знизилась наполовину, значна частина водорозчинних сполук  $^{137}\text{Cs}$  перейшла в ґрунтово-вбирний комплекс та зв'язалась необмінно глинистими мінералами, що знизило у 5–10 разів рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в сільськогосподарській продукції. Цьому процесу сприяло перемішування ґрунту при обробітку.

Саме тому на території добровільного відселення вже у 2003–2004 рр. 74–97 % критичної продукції, молока та яловичини вироблялося з активністю  $^{137}\text{Cs}$  до 40 Бк/кг і тільки 0,5–2,5 % – з перевищенням допустимих рівнів (100 та 200 Бк/кг) (табл. 1, 2). Значно більше продукції з перевищенням допустимих рівнів – 4,7–15,6 % молока й 2,6–17,7 % яловичини – виявили санітарно-епідеміологічні станції.

Таблиця 1. Відносний розподіл зразків молока за рівнями активності в них  $^{137}\text{Cs}$ , виміряного радіологічними лабораторіями, %

Джерело інформації	Рік	Рівень активності $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л						
		< 20	20–40	40–60	60–80	80–100	100–200	> 200
1. Овруцький молочно-консервний комбінат	2003	4,9	64,8	19,0	6,9	1,9	2,5	0
	2004	7,9	78,5	11,6	1,1	0,4	0,4	0
2. Овруцька лабораторія сан.-ветеринарної експертизи	2003	49,0	46,8	4,0	0,2	0	0	0
	2004	67,3	30,5	2,2	0	0	0	0
3. Овруцька сан.-епідеміологічна станція	2003	18,6	42,7	4,5	9,0	9,6	13,5	2,1
	2004	20,7	24,0	11,8	14,2	19,0	9,9	0,4
4. Коростенський молокозавод	2003	29,8	70,2	0	0	0	0	0
5. Коростенська сан.-епідеміологічна станція	2003	56,6	33,9	2,7	1,8	0,5	4,5	0
	2004	35,9	46,8	10,2	1,7	1,5	3,6	0,3
6. Лугинська лабораторія сан.-ветеринарної експертизи	2003	93,1	6,2	0,7	0	0	0	0
	2004	91,7	8,3	0	0	0	0	0
7. Лугинська сан.-	2003	14,2	32,3	15,7	18,1	15,0	3,1	1,6

епідеміологічна станція	2004	45,5	17,9	8,1	10,6	7,0	5,3	5,6
-------------------------	------	------	------	-----	------	-----	-----	-----

Таблиця 2. Відносний розподіл зразків яловичини за рівнями активності в них  $^{137}\text{Cs}$ , виміряного радіологічними лабораторіями, %

Джерело інформації	Рік	Рівень активності $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л						
		< 20	20–40	40–60	60–80	80–100	100–200	> 200
1. Коростенський м'ясокомбінат	2003	46,5	22,3	13,5	7,2	3,5	7,0	0
	2004	74,2	17,3	4,2	2,0	0,7	1,6	0
2. Коростенська лабораторія сан.-ветеринарної експертизи	2003	44,7	33,0	10,4	5,3	2,2	3,9	0,5
	2004	33,6	38,9	15,3	5,7	2,7	3,0	0,8
3. Коростенська сан.-епідеміологічна станція	2003	31,2	33,1	23,4	1,9	0,7	5,5	4,2
	2004	30,7	53,7	8,6	0	0	0	7,0
4. Овруцька лабораторія сан.-ветеринарної експертизи	2003	20,6	63,0	8,3	3,7	1,3	2,0	1,1
	2004	24,0	66,6	5,6	0,5	1,1	1,6	0,6
5. Овруцька сан.-епідеміологічна станція	2003	48,0	29,0	3,5	4,6	0,5	1,0	12,6
	2004	27,7	40,0	6,9	3,1	1,5	3,1	17,7
6. Лугинська лабораторія сан.-ветеринарної експертизи	2003	20,6	63,0	8,3	3,7	1,3	2,0	1,1
	2004	55,9	32,2	9,5	2,4	0	0	0
7. Лугинська сан.-епідеміологічна станція	2003	0	29,1	37,5	29,2	4,2	0	0
	2004	4,8	23,8	28,6	38,0	4,8	0	0

В ці роки активність  $^{137}\text{Cs}$  в картоплі овочах та фруктах, що вирощені в Коростенському та Овруцькому районах, не перевищувала 20 Бк/кг, що було у 2–3 рази нижче за допустимий рівень ДР-97.

Відповідно до даних Овруцької ветеринарної лабораторії, 97 % урожаю кормових культур та зерна озимих, вирощеного в районі, мало активність  $^{137}\text{Cs}$  до 40 Бк/кг і чимало перевищень допустимих рівнів. З перевищенням вирощувалось 0,9 % зеленої маси багаторічних трав (більше 140 Бк/кг) й 9,4 % сіна (більше 200 Бк/кг), хоча переважна частина урожаю – 63 % – мала активність  $^{137}\text{Cs}$  до 60 Бк/кг. В таких же межах було забруднено  $^{137}\text{Cs}$  і 80 % соломи.

Отримані радіологічними лабораторіями Овруцького молочноконсервного комбінату та санітарно-епідеміологічної станції дані свідчили про невисоку активність  $^{90}\text{Sr}$  в молоці – 0,4–2,0, в зерні злакових культур – 18–19, м'ясі диких тварин, рибі, грибах, чорницях – 6–8 Бк/кг. В овочах та фруктах вона становила 1–2 Бк/кг.

Таким чином, відсутність протягом 2001–2004 рр. змін рівнів забруднення сільськогосподарської продукції  $^{137}\text{Cs}$  вказувала на стабільність радіаційної ситуації в північних районах Житомирської області.

Проведене у 2008 р. обстеження території обов'язкового безумовного відселення (населені пункти в Народицькому районі, с. Христинівка, Базар, Межиліска) дозволило виявити окремі угіддя з щільністю забруднення  $^{137}\text{Cs}$  до  $1558 \text{ кБк/м}^2$  ( $42,31 \text{ Кі/км}^2$ ) та  $^{90}\text{Sr}$  – до  $111 \text{ кБк/м}^2$  ( $3 \text{ Кі/км}^2$ ). Але навіть за таких високих рівнях забруднення ґрунту радіонуклідами на провапнованих ґрунтах з  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  6–7, вмістом обмінного калію ( $\text{K}_2\text{O}$ ) 7–8 мг і рухомого фосфору більше 10 мг ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) на 100 г, гумусу 2–3 % в снін злакових трав накопичувалось всього 38–66 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  і до 20 Бк/кг  $^{90}\text{Sr}$ . При зниженні цих агрохімічних показників ґрунту їх накопичення зростало до 103 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  та 73 Бк/кг  $^{90}\text{Sr}$ .

Дослідження, що виконані у 2001–2003 рр. на супіщаному дерново-середньо-опідзолиستому ґрунті з низьким вмістом гумусу (близько 1 %) та елементів мінерального живлення (3–5 мг/100 г  $\text{P}_2\text{O}_5$  та  $\text{K}_2\text{O}$ ), доступного рослинам фосфору й калію, забрудненому  $^{137}\text{Cs}$  в межах  $137\text{--}206 \text{ кБк/м}^2$  ( $3,7\text{--}5,6 \text{ Кі/км}^2$ ), показали, що застосування азотно-калійних добрив  $\text{N}_{20}\text{K}_{60}$  знижує активність  $^{137}\text{Cs}$  в зеленій масі люпину від 279–298 до 186–123 Бк/кг, а різні види фосфорних добрив, мікроелементів та мікробіологічних препаратів не впливають подібним чином (табл. 3, 4). Від повного мінерального добрива  $\text{N}_{40}\text{P}_{40}\text{K}_{40}$  в зерні пелюшко-вівсяної сумішки активність  $^{137}\text{Cs}$  знижувалась від 50 до 28 Бк/кг, а в зерні озимого жита – від 25 до 16 Бк/кг ( $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ ). В зеленій масі кукурудзи накопичувалося 54–63 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  та 538–690 Бк/кг  $^{40}\text{K}$ , але на активність в ній  $^{137}\text{Cs}$  не впливали навіть макродобрива. Характерно, що врожай сільсько-господарських культур характеризувався в десятки разів вищою активністю природного радіонукліду  $^{40}\text{K}$ , ніж  $^{137}\text{Cs}$ ; високими рівнями накопичення в ньому й інших природних радіонуклідів:  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ . В дерново-середньоопідзолистому супіщаному ґрунті питома активність  $^{40}\text{K}$  становила 149–411,  $^{226}\text{Ra}$  – 215–442,  $^{232}\text{Th}$  – 22–55,  $^{137}\text{Cs}$  – 96–298 Бк/кг. З них в надземну масу люпину переходило 376–658 Бк/кг  $^{40}\text{K}$ , 55–134  $^{226}\text{Ra}$ , 22–53  $^{232}\text{Th}$ , 92–298  $^{137}\text{Cs}$  (табл. 3, 4). Також і в зеленій масі кукурудзи та зерні озимого жита може накопичуватись 54–180 та 15–28 Бк/кг  $^{226}\text{Ra}$ . Більше його накопичується в зеленій масі вико-вівса й люпина – до 200–300 Бк/кг – та соломі зернових культур – 100–150 Бк/кг.

Подальші дослідження активності радіонуклідів в різних шарах ґрунту показали, що при підкисленні орного шару сіркою до  $\text{pH}$  4,55–4,88 може прискорюватись міграція  $^{90}\text{Sr}$  в підорний шар, про що свідчить зниження його активності у верхньому (10 см) шарі від 64 до 37, 41 Бк/кг та збільшення – в підорному на глибині 30–40 см до 64, 90 Бк/кг. На цих варіантах спостерігається і зниження активності  $^{137}\text{Cs}$  в 0–10, 10–20, 20–30 см шарах від 1430–1230–840 до 1120–1110–644 та 842–839–259 Бк/кг. За отриманими у 2008 р. даними у важчих легкосуглинкових дерновопідзолистих ґрунтах ще 83–62 % активності  $^{137}\text{Cs}$  та 45–34 %  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в гумусово-елювіальному горизонті (0–23, 0–27 см).

При застосуванні у 2006–2008 рр. на супіщаних дерново-середньопідзолистих ґрунтах 50 т/га гною спостерігалася тенденція до зниження активності  $^{137}\text{Cs}$  в зеленій масі люпину від 183 до 148 Бк/кг, в зерні гречки – від 35 до 23 та в її соломі – від 21 до 11 Бк/кг в середньому за три роки (табл. 5).

Таблиця 3. Вплив макро- та мікродобрив на вміст радіонуклідів у врожаї сільськогосподарських культур, Бк/кг сухої речовини

Варіант	Озиме жито, N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>				Пелюшко-овес, N <sub>40</sub> P <sub>40</sub> K <sub>40</sub>				Кукурудза, N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>		Люпин, N <sub>20</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>			
	зерно		солома		зерно		солома		зелена маса		зелена маса			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th
Без добрив	25	184	55	735	50	260	50	618	54	538	298	427	94	36
НК – фон	23	253	63	642	42	170	90	772	48	475	186	676	80	53
Фон + P суперфосфат (СФ)	16	225	44	676	28	210	55	693	54	570	198	410	66	28
Фон + P фосфоритне борошно (ФБ)	21	181	63	711	31	233	39	694	59	624	139	525	79	32
Фон + P зернисті фосфорити (ЗФ)	21	198	46	578	32	205	108	899	58	620	149	604	55	41
Фон + P апатити Федорівські (АФ)	17	196	48	581	24	173	70	962	59	595	139	574	98	28
Фон + P <sub>310</sub> ФБ в запас	21	206	58	666	29	175	88	768	56	541	165	679	134	36
Фон + P <sub>310</sub> ЗФ в запас	15	149	55	618	34	203	73	889	65	595	116	421	91	25
Фон + P <sub>310</sub> АФ в запас	19	204	60	600	26	221	66	934	40	719	219	458	104	34
Фон + P <sub>310</sub> АФ в запас + S (сірка)	16	201	51	772	33	249	87	1093	46	708	120	497	61	29
Фон + P <sub>310</sub> ФБ в запас + S	18	183	65	639	35	187	60	1050	51	625	134	533	72	30
Фон + P ЗФ + S	18	190	48	645	35	236	72	1110	72	608	156	482	82	32
Фон + P АФ + S	15	127	51	695	30	237	69	1013	64	515	146	546	84	39
Фон + P СФ + Cu, Mo, B, Zn	21	200	47	661	33	292	110	1087	60	525	164	445	61	28
Фон + P ФБ + Cu, Mo, B, Zn	16	188	51	596	23	221	61	736	53	727	170	658	98	51
Фон + P ЗФ + Cu, Mo, B, Zn	13	122	59	766	33	222	87	828	62	520	162	576	79	31
Фон + P <sub>60</sub> АФ + Cu, Mo, B, Zn	14	166	47	635	38	184	85	761	61	512	180	523	77	49



**Таблиця 4. Вплив мінеральних добрив й препаратів фосфоромобілізуючих та азотфіксуючих мікроорганізмів на вміст радіонуклідів у врожаї сільськогосподарських культур, Бк/кг сухої речовини**

Варіант	Пелюшко- овес, N <sub>40</sub> P <sub>40</sub> K <sub>40</sub>		Кукурудза, N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>		Люпин, N <sub>20</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>			
	зерно		зелена маса		зелена маса			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th
Без добрив	35	277	63	690	279	604	94	47
НК – фон	35	316	58	722	123	665	82	37
Фон + Р суперфосфат (СФ)	30	311	57	683	285	628	51	62
Фон + Р фосфоритне борошно (ФБ)	32	313	36	405	177	593	88	42
Фон + Р апатити Федорівські (АФ)	26	336	52	414	287	676	86	40
Фон + Р зернисті фосфорити (ЗФ)	31	300	60	554	300	469	77	30
Фон + ФМБ-32-3 (ФМБ)	30	309	59	616	298	467	68	49
Фон + Агрофіл (АГФ)	33	266	40	710	229	602	84	36
Фон + Препарат гранульований комплексної дії (ПГК)	40	295	39	510	246	697	142	44
Фон + Біодобавка до Агровіт Кор (БД)	31	282	52	587	174	550	75	33
Фон + Нітрагін (НТ)	31	311	58	684	212	514	89	37
Фон + Агровіт-Кор (АК)	22	237	72	598	226	479	84	32
Фон + ФМБ-32-3+Азобакгер (АБ)	28	237	59	629	238	508	87	42
Фон + АГФ + АБ	24	320	42	570	216	459	107	30

В результаті післядії гною також знижувалась активність <sup>137</sup>Cs в зерні вівса від 38 до 8 Бк/кг, ярої пшениці – від 19 до 15 Бк/кг; але не змінювалася в зерні вики й становила 205–199 Бк/кг, озимого жита – 15,12 Бк/кг та соломі цих культур і зеленій масі кукурудзи – 13, 14 Бк/кг.

В урожаї сільськогосподарських культур, крім бобових, активність <sup>90</sup>Sr становила 17–27 Бк/кг та істотно не змінювалася від застосування та післядії гною. В зерні вики вона також була однаковою (43 та 49 Бк/кг), а в зеленій масі люпину навіть підвищувалась від післядії гною від 67 до 103 Бк/кг.

В подальших дослідженнях післядія гною, внесеного у 2006–2008 рр., також знижувала активність <sup>137</sup>Cs в зерні та соломі гречки й вико-вівсяної сумішші, зеленій масі люпину та вико-вівса, що вирощувалися у 2009 р. (табл. 6).

Дослідження показують, що у врожаєх багатьох сільськогосподарських культур активність природного радіонукліду <sup>40</sup>K може бути на порядок вищою, ніж <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr (табл. 5, 6). Тому при майже однаковій енергії гамма та бета випромінювань <sup>40</sup>K та <sup>137</sup>Cs, а відповідно й однаковій їх радіотоксичності ефективні дози внутрішнього опромінення від <sup>40</sup>K будуть значно вищими, ніж від <sup>137</sup>Cs; аналогічно вони в багато разів будуть вищими і від <sup>226</sup>Ra, ніж від <sup>90</sup>Sr.

Таблиця 5. Вплив гною на перехід радіонуклідів з ґрунту в урожай сільськогосподарських культур, Бк/кг сухої речовини, середнє за 2006–2008 рр.

Варіант	Зерно			Солома		
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>40</sup> K
<i>Гречка</i>						
1. Контроль	35	22	203	21	21	161
2. Гній 50 т/га	23	21	174	11	12	146
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>23</b>	<b>6</b>	–	<b>9</b>	<b>3</b>	–
<i>Овес</i>						
1. Контроль	38	23	–	12	30	–
2. Післядія 50 т/га гною	8	17	–	14	27	–
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>5</b>	<b>7</b>	–	<b>3</b>	<b>3</b>	–
<i>Вика</i>						
1. Контроль	205	43	211	56	–	156
2. Післядія 50 т/га гною	199	49	230	43	–	82
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>189</b>	<b>29</b>	–	–	–	–
<i>Яра пшениця</i>						
1. Контроль	19	23	–	12	16	–
2. Післядія 50 т/га гною	15	27	–	18	12	–
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>5</b>	<b>15</b>	–	<b>5</b>	<b>3</b>	–
<i>Озиме жито</i>						
1. Контроль	15	19	185	12	14	167
2. Післядія 50 т/га гною	12	18	138	13	11	213
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>4</b>	<b>5</b>	–	<b>6</b>	<b>3</b>	–
<i>Кукурудза (зелена маса)</i>						
1. Контроль	–	–	–	13	27	194
2. Гній 50 т/га	–	–	–	14	22	265
<b>НІР<sub>05</sub></b>	–	–	–	<b>9</b>	<b>5</b>	–
<i>Люпин (зелена маса)</i>						
1. Контроль	–	–	–	183	67	504
2. Післядія 50 т/га гною	–	–	–	148	103	887
<b>НІР<sub>05</sub></b>	–	–	–	<b>72</b>	<b>29</b>	–

Одночасно, у 2008–2009 рр. ефективність застосування гною та мікробіологічних препаратів вивчалася на дерново-середньопідзолистих легкосуглинкових ґрунтах, що характеризувалися високим вмістом гумусу та лужногідролізованого азоту (1,5–2,5 % та 9–13 мг/100 г), нейтральною реакцією (рН<sub>KCl</sub> 6,3–7,3) й середнім рівнем забезпеченості рухомим фосфором (8–13 мг/100 г P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) та низьким – обмінного калію (5–9 мг/100 г K<sub>2</sub>O). Щільність забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs становила 32–48 кБк/м<sup>2</sup> (0,9–1,3 Ки/км<sup>2</sup>) та <sup>90</sup>Sr 17–39 кБк/м<sup>2</sup> (0,5–1,1 Ки/км<sup>2</sup>). В таких умовах застосування 50 т/га гною не знижувало активності <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr в зеленій масі вівса, яка становила 21 й 20 Бк/кг та 14 й 15 Бк/кг. В зеленій масі

вики активність  $^{137}\text{Cs}$  знижувалась з 12 до 5 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  навіть підвищувалась з 38 до 58 Бк/кг (табл. 7). Додавання до гною поліфункціонального мікробіологічного препарату та препарату ефективних мікроорганізмів істотно на накопичення радіонуклідів в зеленій масі не впливало. Їх застосування також не впливало й на активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в зеленій масі люпина та конюшини лучної, зерні та соломі вівса та ярої пшениці (табл. 8).

*Таблиця 6. Вплив післядії гною на перехід радіонуклідів з ґрунту в урожай сільськогосподарських культур, Бк/кг сухої речовини, 2009 р.*

Культура	Варіант	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$
Гречка (зерно)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	21	198	91
		15	278	107
		<b>10</b>	<b>219</b>	<b>125</b>
Гречка (солома)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	38	113	203
		9	142	98
		–	–	–
Яра пшениця (зерно)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	4	167	72
		5	76	61
		<b>3</b>	<b>134</b>	<b>39</b>
Яра пшениця (солома)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	15	232	163
		12	190	177
		–	–	–
Вико-овес (зерно)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	90	151	36
		41	85	17
		<b>4</b>	<b>52</b>	<b>24</b>
Вико-овес (солома)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	32	297	283
		15	210	48
		–	–	–
Вико-овес (зелена маса)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	172	1133	380
		53	524	177
		<b>107</b>	<b>698</b>	<b>176</b>
Люпин (зелена маса)	Контроль Післядія 50 т/га гною <b>НІР<sub>05</sub></b>	347	315	246
		156	293	175
		<b>170</b>	<b>312</b>	<b>150</b>

**Таблиця 7. Вплив гнойових компостів з мікробіологічними препаратами на накопичення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в зеленій масі сільськогосподарських культур, Бк/кг сухої речовини, 2008 р.**

Варіант	Овес		Вика	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
1. Контроль	21	14	12	38
2. Гнойовий компост, 50 т/га	20	15	5	58
3. Гнойовий компост 50 т/га + поліфункціональний препарат	25	20	13	58
4. Гнойовий компост 50 т/га + «Байкал» (препарат ефективних мікроорганізмів)	18	14	6	42
<b>НІР<sub>05</sub></b>	–	–	<b>5</b>	<b>34</b>

**Таблиця 8. Вплив мікробіологічних препаратів на накопичення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у сільськогосподарській продукції, Бк/кг сухої речовини, 2008 р.**

Варіант	Яра пшениця		Овес				Люпин		Конюшина лучна		
	зерно		зерно		солома		зелена маса		зелена маса		
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{40}\text{K}$
1. Контроль	8	25	4	18	10	26	376	83	5	60	589
2. Поліфункціональний мікробіологічний препарат	10	23	5	16	14	29	400	107	7	65	618
3. Препарат ефективних мікроорганізмів «Байкал»	8	30	7	18	9	26	326	103	6	58	638
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>55</b>	<b>27</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>321</b>

При високих рівнях забруднення  $^{90}\text{Sr}$  і низьких  $^{137}\text{Cs}$  навіть на легкосуглинкових нейтральних ґрунтах з середнім рівнем забезпечення фосфором в сільськогосподарській продукції, окрім люпина, відповідно накопичується більше  $^{90}\text{Sr}$ , ніж  $^{137}\text{Cs}$ .

Продовження досліджень в таких умовах у 2009 р. підтверджує попередні результати, які свідчать, що навіть за низької активності  $^{137}\text{Cs}$  в зерні озимої пшениці застосування гнойового компосту може в 1,5 раза знижувати забруднення ним зерна (табл. 9). В 2 раза, з 6 до 3 Бк/кг, може знижувати активність  $^{137}\text{Cs}$  в зерні озимого жита й застосування як підкормки низьких норм азотних добрив  $\text{N}_{30}$ , що підвищує врожайність зерна у 1,5 раза. Проте застосовані мікробіологічні препарати такої дії не мали й у 2009 р. Вони також не впливали й

на надходження  $^{137}\text{Cs}$  в урожай конюшини лучної. В 2009 р. не проявилася й післядія гною на цей показник, але спостерігалася тенденція до зниження активності  $^{137}\text{Cs}$  при підживленні посівів конюшини лучної низькими дозами азотних добрив  $\text{N}_{30}$ .

**Таблиця 9. Вплив органічних, азотних та мікробіологічних добрив на активність радіонуклідів у врожаї сільськогосподарських культур, Бк/кг, 2009 р.**

Культура	Варіант	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$
Озима пшениця (зерно)	1. Контроль	6	164	63
	2. Гнойовий компост 50 т/га (фон)	4	139	54
	3. Фон + поліфункціональний препарат	4	170	57
	4. Фон + Байкал ЕМ-1У	5	122	70
	<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>1</b>	<b>60</b>	<b>18</b>
Озиме жито (зерно)	1. Контроль	6	190	77
	2. $\text{N}_{30}$ + препарат комплексної дії	3	161	58
	3. Поліфункціональний препарат	4	156	52
	4. Байкал ЕМ-1У, післядія	5	198	85
	5. $\text{N}_{30}$	3	150	61
<b>НІР<sub>05</sub></b>	<b>2</b>	<b>47</b>	<b>20</b>	
Конюшина лучна (сіно)	1. Контроль	18	289	195
	2. Гнойовий компост 50 т/га післядія (фон)	18	508	92
	3. Фон + поліфункціональний препарат, післядія	18	234	188
	4. Фон + Байкал ЕМ-1У, післядія	17	274	150
Конюшина лучна (сіно)	1. Контроль	20	266	181
	2. $\text{N}_{30}$ + препарат комплексної дії	18	452	169
	3. Поліфункціональний препарат	23	270	194
	4. Байкал ЕМ-1У, післядія	18	262	182
	5. $\text{N}_{30}$	16	606	90

Результати досліджень, що представлені в таблицях 8, 9, свідчать про те, що рівні накопичення природних радіонуклідів  $^{40}\text{K}$  та  $^{226}\text{Ra}$  в десятки разів вищі від  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в урожаї сільськогосподарських культур.

Якщо в ґрунтах в значних кількостях містяться природні радіонукліди, то вони можуть мігрувати й у водні джерела. Відповідно до результатів гамма-спектрометричного аналізу зразків джерельної води, що відібрані на правому березі р. Уж у м. Коростень у 2007 р., активність  $^{137}\text{Cs}$  становила 2–3 Бк/л. Вищою була активність природних радіонуклідів  $^{40}\text{K}$  та  $^{232}\text{Th}$  – до 10 та  $^{226}\text{Ra}$  – до 4 Бк/л. В значних кількостях з гірських порід у воду можуть потрапляти й продукти розпаду природних радіонуклідів, короткоживучі радіонукліди  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{110}\text{Ag}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ . Проте отримані результати свідчать тільки про їх наявність та

відносну активність через відсутню калібровку гамма-спектрометрів за цими радіонуклідами.

У воді затоплених гранітних кар'єрів також активність природних радіонуклідів була значно вищою:  $^{40}\text{K}$  – 15 Бк/кг,  $^{226}\text{Ra}$  – 35,  $^{232}\text{Th}$  – 19 Бк/кг. Окрім характерних для водних джерел короткоживучих радіонуклідів  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{110}\text{Ag}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ , у воді гранітних кар'єрів містилися  $^{238}\text{U}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{102}\text{Eu}$ ,  $^{128}\text{As}$ , з яких найвищою активністю характеризувався  $^{214}\text{Bi}$ .

Відповідно значно вищою активністю природних радіонуклідів характеризуються граніти з цих кар'єрів: 434 Бк/кг  $^{40}\text{K}$ , 247  $^{226}\text{Ra}$ , 94  $^{232}\text{Th}$ ; ще вищою може бути й активність  $^{235}\text{U}$ .

В зв'язку з тим, що при відкритих розробках родовищ ільменіту Іршанським ДГЗК на поверхню виносяться сульфіди заліза, вони окислюються до сірчаної кислоти. В результаті у водоймах, що залишаються після гірничих розрізів, рН води знижується до 2,3–2,9. При значному підкисленні ґрунтових і поверхневих вод з гірських порід, що винесені на поверхню, в такі водойми можуть вимиватись важкі метали та природні радіонукліди. Гамма-спектральний аналіз показує, що їх активність може становити 32 Бк/л –  $^{40}\text{K}$ , 52 –  $^{226}\text{Ra}$ , 15 –  $^{232}\text{Th}$ . Ще вищу активність в таких водах мають  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ,  $^{214}\text{Ac}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ .

Представлені результати досліджень є лише приблизною та неповною характеристикою вмісту радіонуклідів у воді техногенних об'єктів, але вони свідчать про необхідність контролю не тільки за наявністю в природному середовищі важких металів, винесених з глибин на поверхню, та токсичних речовин, створених людиною, але й за наявністю радіонуклідів й, насамперед, природних.

## Висновки

1. Опубліковані високі рівні активності  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в сільськогосподарській продукції свідчать, що в перший місяць після аварії на ЧАЕС 70–80 % ефективної дози опромінення в районах, що межують із зоною аварії, населення отримало від радіоактивного розпаду йоду.

2. Через 17–18 років після аварії активність  $^{137}\text{Cs}$  в молоці та яловичині знизилась більш ніж в 10 разів: від 713–302 та 552 Бк/кг до 40 Бк/кг(л). На порядок знизилась активність  $^{137}\text{Cs}$  в урожаї сільськогосподарських культур.

3. В зоні добровільного відселення активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у врожаях сільськогосподарських культур, окрім бобових, протягом останніх 5 років не перевищували 25 Бк/кг і характеризувалася стабільними показниками. В зерні та зеленій масі бобових культур їх може накопичуватись в 10 разів більше.

4. В зоні обов'язкового відселення щільність забруднення окремих угідь  $^{137}\text{Cs}$  ще досягає 1558 кБк/м<sup>2</sup> (42,1 Кі/км<sup>2</sup>) та  $^{90}\text{Sr}$  – до 111 кБк/м<sup>2</sup> (3 Кі/км<sup>2</sup>). При низьких показниках родючості ґрунту в сіно злакових трав може переходити 103 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  та 73 Бк/кг  $^{90}\text{Sr}$ .

5. Через 17–23 роки після аварії, коли рівні забруднення врожаю сільськогосподарських культур  $^{137}\text{Cs}$  знизилась в 5–10 разів, знизилась й ефективність дії

органічних і мінеральних добрив проти накопичення радіонуклідів в продукції. За їх рахунок активність  $^{137}\text{Cs}$  у врожах знижується в 1,5 раза, а на активність  $^{90}\text{Sr}$  вони не впливають.

6. Дослідженнями не виявлено позитивної дії мікродобрив В, Мо, Си, Zn, препаратів фосформобілізуючих та азотфіксуючих мікроорганізмів, їх комплексної та поліфункціональної дії, а також ефективних мікроорганізмів на зменшення вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в урожаї сільськогосподарських культур.

7. Через 17–23 роки після аварії в зоні добровільного відселення найвищу дозу внутрішнього опромінення забезпечує  $^{40}\text{K}$ , якого на порядок більше, ніж  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , накопичується в урожаї сільськогосподарських культур. Значною дозою може бути й від  $^{226}\text{Ra}$ , активність якого у врожах може бути вищою за активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

9. У водоймах техногенного походження з високою кислотністю води можуть концентруватися природні радіонукліди та продукти їх розпаду, що вилуговані з гірських порід.

### **Перспективи подальших досліджень**

Для території радіоактивного забруднення необхідно встановити частку дози внутрішнього опромінення, яку населення отримує за рахунок радіонуклідів Чорнобильського сліду, а яку – за рахунок природних радіонуклідів. Необхідно дослідити, чи збільшується вміст природних радіонуклідів в об'єктах природного середовища на територіях, що межують з територіями видобутку корисних копалин, та в техногеннозмінених ландшафтах.

### **Література**

1. *Бударков В.А.* Радиобиологический справочник / *В.А. Бударков, В.А. Киришин, А.Е. Антоненко.* – Мн. : Ураджай, 1992. – С. 95–96.
2. *Мудрак А.В.* Динаміка накопичення радіоактивних ізотопів чорнобильського сліду та природних радіонуклідів в сільськогосподарській продукції Полісся / *А.В. Мудрак* // Матеріали 5-го з'їзду радіобіологічного тов-ва України (15–18 вересня 2009 р.). – Ужгород : Вид-во УНУ, 2009. – С. 140.
3. Вплив важкорозчинних фосфорних добрив на забруднення врожаю сільськогосподарських культур радіонуклідами / *А.В. Мудрак, М.К. Волинчук, А.П. Мушко, М.М. Петрук* // Проблеми сільськогосподарської радіології : доп. учасників 4-ої міжнар. наук.-практ. конф. (19–21 червня 2003 р.) – Житомир : Вид-во ДАУ, 2003. – С. 108–110.
4. *Мудрак А.В.* Енергоощадні способи застосування апатитів з сіркою та природними фосформобілізуючими організмами / *А.В. Мудрак* // Вісник ЖНАЕУ. – 2008. – № 1. – С. 64–82.
5. *Томилін Ю.А.* Йодна профілактика населення при системі сшейл / *Ю.А. Томилін, Л.І. Григор'єва* // Матеріали 5-го з'їзду радіобіологічного тов-ва України (15–18 вересня 2009 р.). – Ужгород : Вид-во УНУ, 2009. – С. 146.

6. *Кравець А.П.* Радиологические последствия радионуклидного загрязнения почв и растений / *А.П. Кравець.* – К. : Лотос, 2006. – С. 6, 72.
7. *Ландау-Тылкина С.П.* Радиация и жизнь / *С.П. Ландау-Тылкина.* – М. : Атомиздат, 1974. – С. 94–95.
8. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1998–2002 рр. : методичні рекомендації / *Б.С. Пристер, О.В. Кашипаров, П.П. Надточій та ін.* – К., 1998. – С. 9–15.
9. Радиация. Дозы, риск : пер. с англ. Ю.А. Банникова. – М. : Мир, 1990. – С. 17, 22–30, 49–50.
10. *Цибульська І.В.* Радиологічна ситуація у лісопаркових зонах Києва / *І.В. Цибульська, І.М. Гудков* // Матеріали 5-го з'їзду радіобіологічного тов-ва України (15–18 вересня 2009 р.). – Ужгород : Вид-во УНУ, 2009. – С. 146–147.
11. *Смоляр В.И.* Ионизирующая радиация и питание / *В.И. Смоляр.* – К. : Здоровье, 1992. – С. 35–45.
12. Сравнительный анализ доз, формируемых излучением природного ( $^{210}\text{Po}$ ) и Чернобыльских ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ) радионуклидов в индикаторных видах гидробионтов Черного моря и пруда-охладителя ЧАЭС / *Г.Г. Поликарпов, Г.Е. Лазаренко, Н.Ю. Мирзоева и др.* // Матеріали 5-го з'їзду радіобіологічного тов-ва України (15–18 вересня 2009 р.). – Ужгород : Вид-во УНУ, 2009. – С. 138–139.