

Л. М. Отрешко<sup>1</sup>, В. О. Кашпаров<sup>2</sup>, С. Є. Левчук<sup>2</sup>, І. М. Малоштан<sup>2</sup><sup>1</sup> Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ<sup>2</sup> Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології  
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ**РОЛЬ ПАЛИВНИХ ЧАСТИНОК У ЗАБРУДНЕННІ ЗЕРНОВОЇ ПРОДУКЦІЇ <sup>90</sup>Sr  
В ІВАНКІВСЬКОМУ РАЙОНІ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

У 2011 р. з усіх полів Іванківського району Київської області, прилеглих до зони відчуження ЧАЕС, де вирощувались зернові культури, був проведений відбір проб ґрунту та зерна. У всіх відібраних зразках вимірювалась активність <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr, у ґрунтових зразках визначались також частка <sup>90</sup>Sr та кальцію в обмінній формі і кислотність ґрунтового розчину, було уточнено залежність коефіцієнтів переходу <sup>90</sup>Sr у зерно.

*Ключові слова:* Чорнобильська аварія, радіонукліди, питома активність, щільність забруднення ґрунту, паливні частинки, допустимі рівні, радіологічний моніторинг, коефіцієнт переходу, контрзаходи.

**Вступ**

Відповідно до рішення 62 сесії Генеральної Асамблеї ООН від 12 листопада 2007р. третє десятиріччя після Чорнобильської катастрофи (2006 - 2016 рр.) проголошено «Десятиріччям реабілітації і стійкого розвитку постраждалих регіонів, здійснення якого повинно бути направлене на досягнення цілі повернення постраждалих общин до нормального життя і по можливості в ці ж самі строки». На відміну від перших 15 років після аварії, коли державою виділялись кошти на проведення контрзаходів і дозові навантаження на населення були зменшені вдвічі, починаючи з 2000 р. об'єми проведення контрзаходів істотно зменшились, що відповідно не покращує радіологічного становища в державі [1, 2]. А у 2009 - 2010 рр. кошти з державного бюджету на їхнє проведення не виділялись взагалі. Крім того, не проводилась навіть радіометрична паспортизація населених пунктів, що передбачено законом про правовий режим територій [3].

Загалом за роки, що минули після аварії, загальний радіаційний стан істотно поліпшився, насамперед за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів, їхньої фіксації та заглиблення у ґрунтовий покрив, вжиття контрзаходів тощо. Найнебезпечнішими радіонуклідами й досі вважаються <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs.

Ізотопи стронцію викликають занепокоєння, оскільки вони відрізняються тривалим (29 років) періодом напіврозпаду, крім того, стронцій більш рухливий, ніж цезій, і легко розчиняється у воді, а тому інтенсивно поглинається кореневою системою рослин. Враховуючи довготривалість і високу ціну вимірювань, спостереження за <sup>90</sup>Sr, на відміну від <sup>137</sup>Cs, зараз майже не відбувається.

Забруднення <sup>90</sup>Sr в основному зумовлено паливною компонентою чорнобильських викидів, і найбільші його рівні спостерігаються вздовж західного (паливного) та у межах південного слідів радіоактивних випадів після Чорнобильської аварії. Іванківський район Київської області межує із зоною відчуження ЧАЕС і знаходиться в межах південного паливного сліду радіоактивних випадів [4].

<sup>90</sup>Sr був викинутий із реактора під час аварії в основному в складі частинок ядерного палива (більше 90 % активності), що мають високу щільність (близько 10 г/см<sup>3</sup>). Саме тому паливні частинки (ПЧ) випали на територіях поруч із зоною ЧАЕС. З часом йшло їхнє розчинення й радіонукліди переходили в ґрунт, про що свідчить зміна дисперсного складу ПЧ, а також збільшення долі обмінного стронцію в ґрунті і, як наслідок цього, забруднення рослинності (відповідно в цих районах спостерігається збільшення забруднення <sup>90</sup>Sr сільськогосподарської продукції) [2, 5, 6].

Невід'ємною частиною системи радіаційної безпеки є радіоекологічний моніторинг.

У 2293 населених пунктах у 72 районах 12 областей України, які згідно з постановою Кабінету Міністрів України (КМУ) № 106 від 23 січня 1991 р. та розпорядженнями КМУ № 17-Р від 12 січня 1993 р. і № 37-Р від 27 січня 1995 р. віднесені до зон радіоактивного забруднення, починаючи з 1991 р. здійснюється моніторинг об'єктів навколишнього середовища та продуктів харчування (зокрема, сільськогосподарських угідь та сільськогосподарської продукції) [7].

У 1997 р. в Україні було введено неаварійні допустимі рівні вмісту <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr в продуктах

харчування і питній воді (ДР-97), які були розширені й доповнені в 2006 р. (ДР-2006) [1]. Згідно з цими нормативами допустимий рівень вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в хлібі та хлібопродуктах становив 5 Бк/кг, у продовольчому зерні, молоці та овочах – 20 Бк/кг. Результати моніторингу 1997 - 1999 рр. показали [9], що вміст  $^{90}\text{Sr}$  в молоці, м'ясі та овочах істотно не перевищував нормативів, відповідно був зроблений висновок про недоцільність постійного контролю за їхнім забрудненням в Україні. Винятком стали зернові культури, особливо ті, що використовувались безпосередньо для виготовлення хлібопродуктів, а тому для їхнього виробництва з радіологічної точки зору могли існувати обмеження.

У 2009 р. на тих самих територіях були проведені повторні експериментальні роботи [3], які підтвердили, що зернові культури, на відміну від іншої сільськогосподарської продукції, усе ще залишались критичними з точки зору вмісту в них  $^{90}\text{Sr}$ . Особливо це стосувалось території Іванківського району Київської області. На цих територіях практично в усіх пробах зерна вміст  $^{90}\text{Sr}$  перевищував ДР-2006 і збільшився порівняно з 1997 - 1999 рр. за рахунок розчинення ПЧ, що зумовило збільшення доли мобільного (обмінного) стронцію в ґрунті. Результати моніторингових робіт показали, що в половині випадків вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні перевищував гігієнічні нормативи для продовольчого зерна (20 Бк/кг). Це означало, що для отримання нормативно чистої продукції існувала потреба у проведенні контрзаходів на даних територіях [3].

Ураховуючи все вищесказане і враховуючи довготривалість та складність вимірювань вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у зразках, необхідно виявити найбільш критичні сільськогосподарські угіддя Іванківського району, що потребують проведення радіологічного моніторингу для оцінки вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в зерні. Наступні дослідження дають змогу провести оцінку необхідних контрзаходів по зменшенню вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в продовольчому зерні (вапнування, внесення органічних та мінеральних добрив).

### Об'єкт та методи досліджень

На основі попередніх досліджень [3] для спостережень були вибрані найбільш критичні, з точки зору забруднення  $^{90}\text{Sr}$  зерна, території 3-ї зони радіоактивного забруднення Іванківського району Київської області, що безпосередньо прилягають до зони відчуження. Загальна площа району становить 141206 га, у тому числі сільськогосподарських угідь 81223 га. Під зернові в 2011 р. було засіяно під озимі 1542 га (пшениця 816, жито 156, ріпак 570), а під ярі 253 га (овес

133, просо 25, гречка 63, горох 32). Тобто всього в 2011 р. зерновими виявилось засіяно лише 1795 з 6910 га, запланованих на початку року.

Вапнування кислих ґрунтів і внесення фосфорних добрив у рекомендованих кількостях на дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах дозволяє в 2 - 3 рази зменшити вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні [1, 3]. Востаннє вапнування кислих ґрунтів в Іванківському районі за державні кошти з Чорнобильського фонду проводилось у 2006 р. У 2008 р. в господарствах не вносились органічні добрива, а з внесенням мінеральних добрив було засіяно 63 % площ (при нормі внесення 150 кг/га вносилося 25 кг/га, що становило 17 % від потреб). Усе це призвело до збільшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в зерні у 2009 р. в середньому вдвічі порівняно з попередніми роками [3].

У 2011 р. з усіх полів населених пунктів даного району (рис. 1), де вирощувались зернові культури (Дитятки, Зорин, Горностайпіль та Прибірськ), був проведений відбір проб ґрунту (13 зразків) та спряжених зразків зерна (6 зразків жита, 5 зразків вівса та 2 зразки озимої пшениці). Усі точки пробовідбору знаходились на дерново-слабодзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах.

При проведенні робіт використовувались методи відбору та підготовки проб, визначення основних параметрів радіологічного становища згідно із СОУ 74.14-37-425:2006 «Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю»; СОУ 74.14-37-424:2006 «Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження»; СОУ 01.1-37-426:2006 «Якість продукції рослинництва. Методи відбору проб для радіаційного контролю».

Проби ґрунту відбирали на орних сільськогосподарських угіддях за допомогою циліндричного пробовідбірника діаметром 37 мм методом конверта (5 уколів) на ріллі, на глибину орного шару 20 см. У кожній точці пробовідбору за допомогою GPS установлювалась географічна координата. На цих же угіддях і в цих же точках відбирали проби зерна. Проби ґрунту висушувались, просіювались через сито (діаметр 1 мм) і ретельно гомогенізувались. Зерно вилущувалось із відібраних зразків висушеного колосся.

Гамма-спектрометричні вимірювання проб для визначення активності  $^{137}\text{Cs}$  проводили на низькофоновому гамма-спектрометрі з пасивним захистом і напівпровідниковим германієвим детектором GEM-30185, багатоканальним аналізатором ADCAM-300 (ORTEC, USA). Вимірювання проводили в поліетиленових по посудинах об'ємом 100 см<sup>3</sup> і в посудинах Марінеллі об'ємом 1000 см<sup>3</sup>. Калібрування приладів здій-

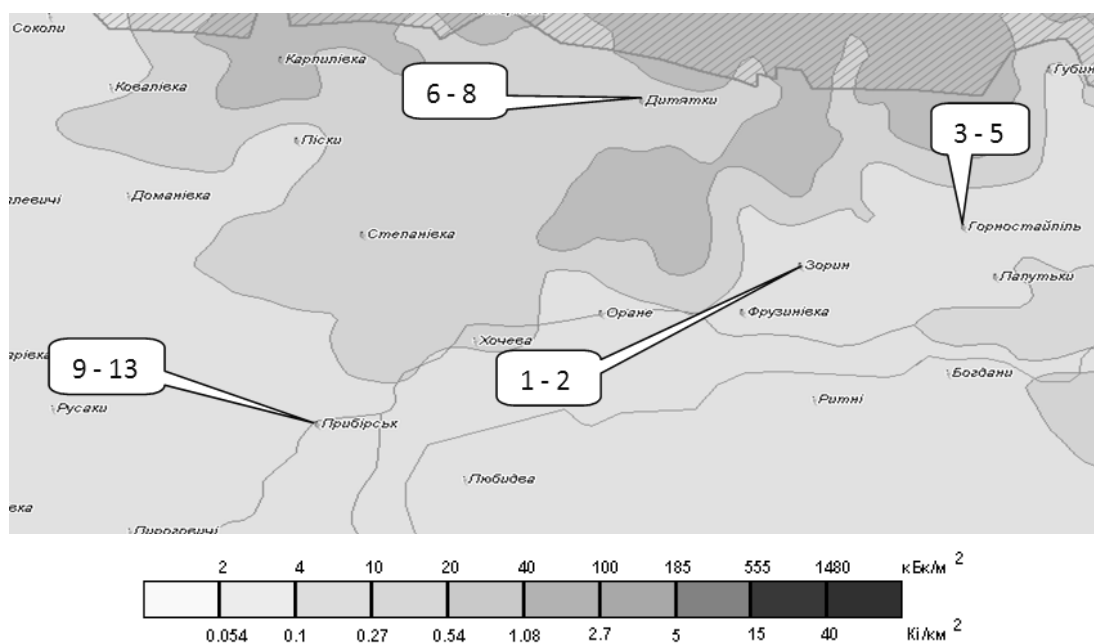


Рис. 1. Карта щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  території Іванківського району (на 2006 р.) і точок пробовідбору в 2011 р.

снювалось з використанням сертифікованих еталонних матеріалів. Активність  $^{90}\text{Sr}$  визначалась за стандартною радіохімічною методикою [10]. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у пробах визначали після його радіохімічного виділення з використанням загальноприйнятих методик на низькофоновому  $\beta$ -радіометрі «CANBERA-2400» (CANBERA, США).

В усіх пробах ґрунту визначалися активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , а також доля  $^{90}\text{Sr}$  і кальцію в обмінній формі та кислотність ґрунтового розчину [11] для визначення параметрів розчинення ПЧ та визначення кореневого надходження радіонуклідів у рослини. З використанням методики послідовних екстракцій Ф. І. Павлоцької оцінювалась також доля  $^{90}\text{Sr}$  в кислоторозчинній формі [12].

У зерні стандартними гамма-спектрометричними методами встановлювалась активність  $^{137}\text{Cs}$  і радіохімічними методами – активність  $^{90}\text{Sr}$ .

### Результати досліджень

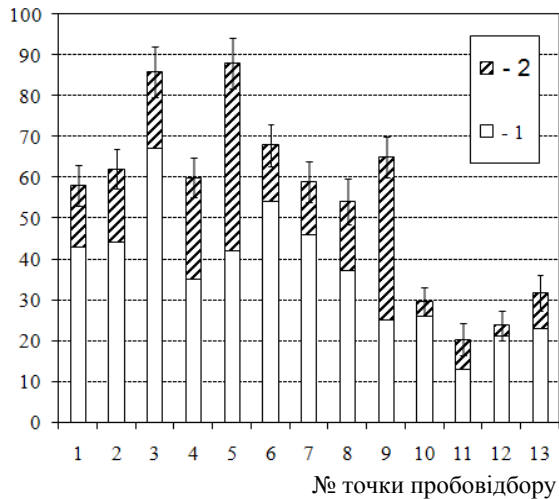
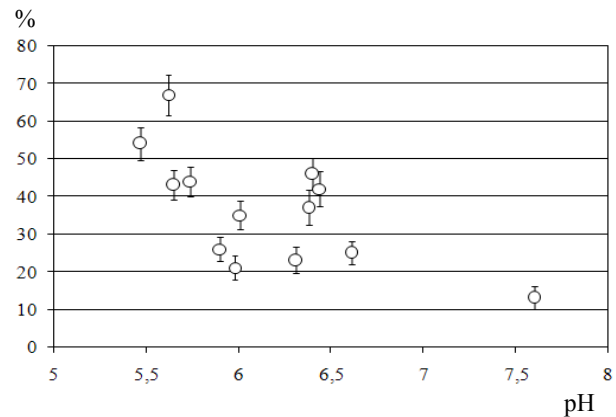
Отримані результати показали, що у ґрунті питома активність  $^{137}\text{Cs}$  змінювалась у діапазоні 70 - 210 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  - 20 - 88 Бк/кг, що відповідає щільності забруднення території 24 - 62 Бк/м<sup>2</sup> і 7 - 25 кБк/м<sup>2</sup> відповідно (табл. 1). Від 20 до 90 %  $^{90}\text{Sr}$  на сьогоднішній день знаходиться у ґрунті в обмінній і кислоторозчинній формі (рис. 2). Для глобальних радіоактивних випадів і у випадку забруднення ґрунту водорозчинними формами  $^{90}\text{Sr}$  частка його мобільної (біологічно доступної) форми (сума обмінної та кислоторозчинної форм) на мінеральних дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах

завичай перевищує 90 %. Відповідно на частині полів до теперішнього часу значна доля активності  $^{90}\text{Sr}$  (до 80 % на ґрунтах з рН = 7,6) усе ще може знаходитись у нерозчинених за 25 років ПЧ. Частка  $^{90}\text{Sr}$  в обмінній формі зростає із збільшенням кислотності ґрунтів (рис. 3), що підтверджує її вплив на швидкість розчинення ПЧ у природних умовах [5, 6, 13]. ПЧ збереглися, переважно, на орних сільськогосподарських угіддях з нейтральною та лужною кислотністю ґрунтового розчину, на яких, видно, проводилось вапнування в післяаварійні роки. Раніше вважалося, що період напіврозчинення ПЧ у нейтральних ґрунтах становить близько 14 років [5, 6]. Однак отримані нами дані показують (див. рис. 2), що в деяких випадках (точки № 10 - 13) за 25 років після аварії в нейтральних ґрунтах (див. табл. 1) усе ще більше 50 %  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться у складі ПЧ. Для даних сільськогосподарських угідь важко отримати чітку залежність параметрів трансформації ПЧ від кислотності ґрунтів, бо невідома динаміка і кількість вапна, що вносилась за післяаварійні роки на конкретних полях.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в усіх відібраних у 2011 р. пробах зерна не перевищувала 13 Бк/кг при допустимому рівні для продовольчого зерна 50 Бк/кг [8]. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні змінювався від 4 до 61 Бк/кг, при цьому в 5 пробах (№ 6 - 10 в табл. 2), відібраних поблизу сіл Дитятки та Прибірськ, спостерігалось перевищення допустимого рівня вмісту радіонуклідів у продовольчому зерні.

Таблиця 1. Характеристики точок пробовідбору, характеристик ґрунту і його забруднення радіонуклідами

| Назва населеного пункту | № точки пробовідбору | Координата |          | Питома активність радіонуклідів у ґрунті, Бк/кг |                  | Щільність забруднення ґрунту, кБк/м <sup>2</sup> |                  | Доля <sup>90</sup> Sr в обмінній формі, % | Кислотність ґрунту, рН | Вміст обмінного Са, мг-екв на 100 г |
|-------------------------|----------------------|------------|----------|---|------------------|--|------------------|---|------------------------|-------------------------------------|
|                         |                      | N          | E        | <sup>137</sup> Cs                               | <sup>90</sup> Sr | <sup>137</sup> Cs                                | <sup>90</sup> Sr |   |                        |                                     |
| Зорин                   | 1                    | 51,05131   | 30,19496 | 130 ± 13  | 58 ± 9           | 32 ± 3   | 14 ± 2           | 43 ± 4                                    | 5,65                   | 3,28                                |
|                         | 2                    | 51,05834   | 30,18957 | 140 ± 14  | 62 ± 9           | 33 ± 3   | 15 ± 2           | 44 ± 4                                    | 5,74                   | 3,92                                |
| Горностайпіль           | 3                    | 51,07677   | 30,25922 | 207 ± 21  | 86 ± 10          | 61 ± 6   | 25 ± 3           | 67 ± 5                                    | 5,62                   | 4,23                                |
|                         | 4                    | 51,07633   | 30,2592  | 148 ± 15  | 60 ± 7           | 38 ± 4   | 15 ± 2           | 35 ± 4                                    | 6,01                   | 5,32                                |
|                         | 5                    | 51,07543   | 30,28642 | 185 ± 19  | 88 ± 9           | 49 ± 5   | 23 ± 2           | 42 ± 5                                    | 6,44                   | 5,45                                |
| Дитятки                 | 6                    | 51,11178   | 30,12102 | 210 ± 21  | 68 ± 11          | 60 ± 6   | 19 ± 3           | 54 ± 4                                    | 5,47                   | 1,53                                |
|                         | 7                    | 51,11192   | 30,12335 | 200 ± 18  | 59 ± 10          | 62 ± 6   | 18 ± 3           | 46 ± 4                                    | 6,4                    | 3,21                                |
|                         | 8                    | 51,11169   | 30,1242  | 170 ± 17  | 54 ± 9           | 47 ± 5   | 15 ± 2           | 37 ± 5                                    | 6,38                   | 3,72                                |
| Прибірськ               | 9                    | 51,02506   | 30,05313 | 160 ± 16  | 65 ± 8           | 54 ± 5   | 22 ± 3           | 25 ± 3                                    | 6,61                   | 3,09                                |
|                         | 10                   | 51,02548   | 30,05278 | 109 ± 11  | 30 ± 9           | 40 ± 4   | 11 ± 3           | 26 ± 3                                    | 5,9                    | 0,91                                |
|                         | 11                   | 51,00673   | 29,99022 | 70 ± 8  | 20 ± 6           | 24 ± 3   | 7 ± 2            | 13 ± 3                                    | 7,6                    | 2,3                                 |
|                         | 12                   | 50,99538   | 29,96932 | 120 ± 12  | 24 ± 10          | 37 ± 4   | 7 ± 2            | 21 ± 3                                    | 5,98                   | 1,63                                |
|                         | 13                   | 50,9867    | 29,95449 | 158 ± 16  | 32 ± 10          | 54 ± 5   | 11 ± 3           | 23 ± 4                                    | 6,31                   | 3,18                                |

Доля активності <sup>90</sup>Sr в ґрунті, %Рис. 2. Доля активності <sup>90</sup>Sr в обмінній (1) і кислоторозчинній (2) формах у ґрунтах.Рис. 3. Залежність долі активності обмінного <sup>90</sup>Sr в ґрунті від його кислотності.Таблиця 2. Вміст радіонуклідів, а також коефіцієнти накопичення (Кн) і переходу (Кп) <sup>90</sup>Sr в зерно

| № точки | Культура      | Питома активність радіонуклідів у зерні, Бк/кг |                  | Кн <sup>90</sup> Sr, (Бк/кг)/(Бк/кг) | Кп <sup>90</sup> Sr, (Бк/кг)/(кБк/м <sup>2</sup> ) |
|---------|---------------|--|------------------|--------------------------------------|--|
|         |               | <sup>137</sup> Cs                              | <sup>90</sup> Sr |                                      |  |
| 1       | жито          | <1   | 13 ± 2           | 0,22 ± 0,05                          | 0,91 ± 0,19  |
| 2       | овес          | 6 ± 1  | 14 ± 3           | 0,23 ± 0,05                          | 0,93 ± 0,21  |
| 3       | жито          | 2,0 ± 1,8                                      | 3,7 ± 2,7        | 0,04 ± 0,04                          | 0,15 ± 0,11  |
| 4       | овес          | <1   | 9 ± 2            | 0,15 ± 0,04                          | 0,60 ± 0,16  |
| 5       | жито          | 2,3 ± 0,7                                      | 5 ± 1            | 0,06 ± 0,01                          | 0,22 ± 0,05  |
| 6       | овес          | 13 ± 10  | <b>39 ± 3*</b>   | 0,57 ± 0,10                          | 2,05 ± 0,36  |
| 7       | жито          | 4,0 ± 0,9                                      | <b>18 ± 4</b>    | 0,31 ± 0,09                          | 1,00 ± 0,28  |
| 8       | овес          | 6,8 ± 1,3                                      | <b>31 ± 3</b>    | 0,57 ± 0,11                          | 2,07 ± 0,33  |
| 9       | озима пшениця | 2,3 ± 0,5                                      | <b>32 ± 4</b>    | 0,49 ± 0,09                          | 1,46 ± 0,27  |
| 10      | овес          | 8 ± 1  | <b>61 ± 5</b>    | 2,03 ± 0,63                          | 5,55 ± 1,58  |
| 11      | озима пшениця | <1   | 4,3 ± 1,3        | 0,22 ± 0,09                          | 0,61 ± 0,26  |
| 12      | жито          | 3,2 ± 1,1                                      | 15 ± 2           | 0,61 ± 0,26                          | 2,10 ± 0,68  |
| 13      | жито          | 2,6 ± 0,9                                      | 11 ± 2           | 0,33 ± 0,12                          | 0,97 ± 0,32  |

\* Жирним виділено перевищення ДР-2006.

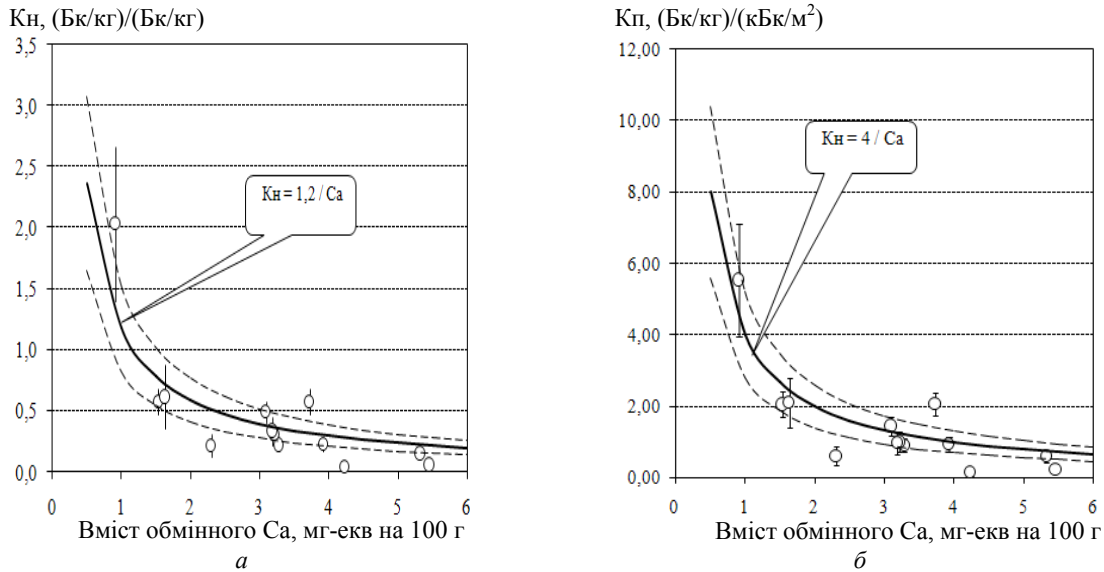


Рис. 4. Залежність  $K_d$  (а) і  $K_p$  (б)  $^{90}\text{Sr}$  в зерно від вмісту обмінного кальцію в ґрунті.

Для параметризації інтенсивності кореневого надходження  $^{90}\text{Sr}$  в зерно були розраховані  $K_d$  (відношення масової питомої активності радіонукліда в сухих рослинах до його масової питомої активності в 20-сантиметровому орному шарі ґрунту, на якому ці рослини вирощені, (Бк/кг)/(Бк/кг)) та  $K_p$  (відношення масової питомої активності радіонукліда в сухих рослинах до щільності забруднення ґрунту, на якому вони вирощені, (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)). Отримані у 2011 р. значення цих коефіцієнтів слабо змінювались залежно від виду зернової культури й мали чітко виражену обернено пропорційну залежність від вмісту в ґрунті обмінного кальцію (рис. 4) та добре узгоджувались з отриманими раніше й узагальненими даними МАГАТЕ для мінеральних піщаних ґрунтів [14].

В окремих пробах зерна вміст стронцію значно перевищував значення, що були отримані більше 10 років тому з тих самих полів (див табл. 2) [9]. Тобто на окремих угіддях спостерігається збільшення біологічної доступності  $^{90}\text{Sr}$  через його вилугування з ПЧ (рис. 5). Динаміка забруднення  $^{90}\text{Sr}$  рослинності визначається кінетикою розчинення ПЧ і зумовленою цим зміною вмісту мобільного радіостронцію в кореневому шарі ґрунту. Залежно від швидкості розчинення ПЧ кореневе забруднення  $^{90}\text{Sr}$  рослинності в перші роки зростає і досягає максимуму лише на 2 - 20-й рік. Найпізніше досягає максимуму забруднення рослинності  $^{90}\text{Sr}$  на слабкокислих та нейтральних ґрунтах (через 20 - 25 років), при цьому рівень забруднення приблизно в 2,5 рази нижче порівняно з максимальним рівнем на конденсаційних слідах випадінь (у перші роки після випадінь відмінності досягали 10 разів).

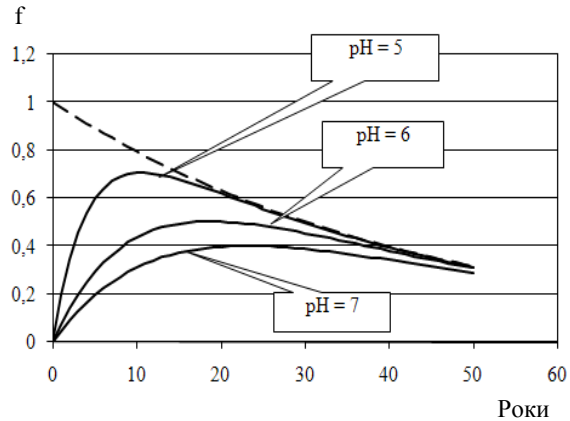


Рис. 5. Відносна динаміка кореневого забруднення  $^{90}\text{Sr}$  рослинності (f) на конденсаційних (пунктирна лінія) і паливних (суцільна лінія) слідах радіоактивних випадінь із низькою швидкістю міграції радіонуклідів з орного шару залежно від кислотності ґрунтів [5, 6].

Динаміка середньої питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в зерні в населених пунктах Іванківського району (рис. 6.) узгоджується з прогностичними оцінками біологічної доступності цього радіонукліда, які зроблені на основі емпіричної моделі у 2001 р. [9].

Для практичного використання отриманих результатів побудовано номограму (рис. 7.) залежності щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  території від вмісту рухомого кальцію в ґрунті, при якому вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні може перевищувати ДР-2006 (20 Бк/кг).

Ці дані можуть бути використані для оптимізації системи радіаційного контролю – виявлення щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  і вмісту обмінного кальцію в ґрунті критичних полів, на яких потенційно можливе забруднення  $^{90}\text{Sr}$  вище допустимих рівнів і обов'язковий радіаційний контроль

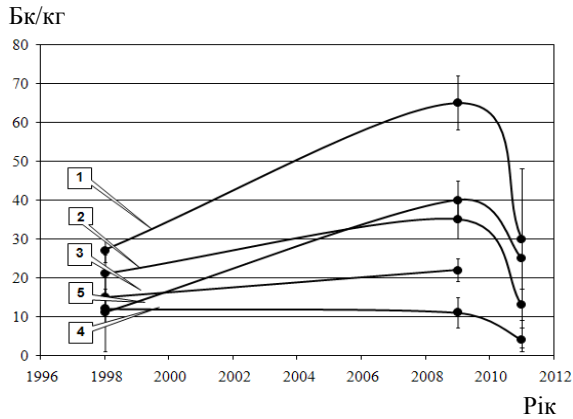


Рис. 6. Динаміка середньої питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у зерні по населених пунктах Іванківського району: 1 – Дитятки; 2 – Зорин; 3 – Страхолісія; 4 – Горностаїпіль; 5 – Прибірськ.

зерна, що виробляється. На таких сільськогосподарських угіддях можуть здійснюватися лише моніторингові вимірювання. Варто зазначити, що при низькому вмісті обмінного кальцію в ґрунті (близько 1 мг-екв на 100 г) уже при щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  ґрунту вище 3 - 5 кБк/м<sup>2</sup> вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні може перевищувати ДР-2006 (20 Бк/кг).

Застосування стандартних агрохімічних заходів, що передбачені технологічним процесом вирощування зерна, дозволить збільшити врожайність зернових культур (збільшити рентабельність виробництва) і зменшити в 2 - 4 рази вміст в них  $^{90}\text{Sr}$  нижче допустимих рівнів [1, 2].

Економічна ефективність вапнування ґрунтів Полісся та вартості перевезення меліорантів із Житомирської або Чернігівської областей на відстань не більше 300 км указує на доцільність

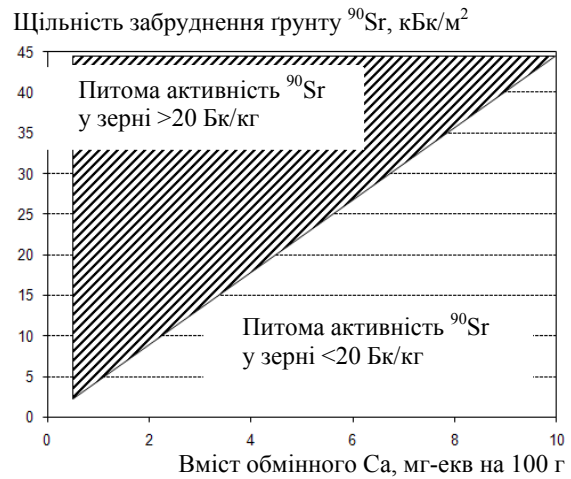


Рис. 7. Номограма залежності щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  території від вмісту рухомого кальцію в ґрунті.

проведення даного заходу. Вапнування ґрунтів проводиться, як правило, раз на 5 років на підставі даних останніх агрохімічних обстежень і норм попередніх внесень вапна. Радіологічна ефективність вапнування ґрунтів становить 1,5 - 2,6 разів [1, 2].

Ще одним ефективним способом зменшення забруднення зерна  $^{90}\text{Sr}$  є внесення до ґрунту фосфорних добрив (суперфосфату) в оптимальних кількостях, що розраховуються на підставі останніх агрохімічних обстежень. У середньому для дерново-підзолистих піщаних і супіщаних орних ґрунтів зони Полісся типовою нормою внесення вапна є 3 - 6,5 т/га і фосфору ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) – 20 - 45 кг/га, а також додаткові рекомендовані УкрНДІСГР норми внесення для зменшення забруднення  $^{90}\text{Sr}$  сільськогосподарської продукції 3 - 11,5 т/га вапна і 5 - 30 кг/га  $\text{P}_2\text{O}_5$  (табл. 3).

Таблиця 3. Норми внесення вапна та фосфорних добрив (основна та додаткова) для зменшення радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції на дерново-підзолистих піщаних та супіщаних ґрунтах при різній щільності їхнього забруднення  $^{90}\text{Sr}$  [15]

| рН <sub>KCl</sub>                             | Щільність забруднення ґрунтів $^{90}\text{Sr}$ , кБк/м <sup>2</sup> |         |
|---|---|---------|
|   | 5,5 - 18,5  | >18,5   |
|   | Доза $\text{CaCO}_3$ , т/га   |         |
| <4,5  | 5,5 - 6,5   | 14 - 17 |
| 4,6 - 5                                       | 4,5 - 5,5   | 11 - 15 |
| 5,1 - 5,5                                     | 3,5 - 4,5   | 8 - 11  |
| 5,6 - 6                                       | 3 - 3,5   | 4 - 8   |
|   | Доза $\text{P}_2\text{O}_5$ кг/га                                   |         |
| Вміст у ґрунті $\text{P}_2\text{O}_5$ , мг/кг |   |         |
| <60   | 60  | 75      |
| 61 - 100                                      | 50  | 60      |
| 101 - 150                                     | 40  | 45      |
| 151 - 250                                     | 20  | 25      |

На основі проведених оцінок [3] можна зробити висновок, що для гарантованого отримання продовольчого зерна з рівнями вмісту  $^{90}\text{Sr}$  нижче гігієнічних нормативів сільськогосподарські підприємства, що працюють в 3-й зоні радіоактивного забруднення в Іванківському районі, повинні закупити, привезти й внести 3,5 тис. т вапна (вартість реалізації близько 1 млн грн. за 5 років) і близько 500 т суперфосфату з розрахунку 300 кг/га (вартість реалізації близько 1,3 млн грн. щорічно) на площі близько 1500 га. У випадку, коли лише частина зерна виробляється в Іванківському районі як продовольче, то внесення вапна і фосфорних добрив повинно бути здійснено в обов'язковому порядку в першу чергу саме на цих площах. Пропорційно частці виробленого продовольчого зерна можуть змінюватися й витрати на агрохімічні заходи на території 3-ї зони радіоактивного забруднення Іванківського району.

Не дивлячись на інтенсифікацію сільськогосподарського виробництва й проведення в об'ємах, що рекомендуються, агрохімічних заходів у Брагинському і Хойниковському районах Гомельської області Білорусі у зв'язку з відносно високим рівнем забруднення території і найбільш жорсткими нормативами також існують складнощі з виробництвом продовольчого зерна, що відповідає гігієнічним вимогам за вмістом у ньому  $^{90}\text{Sr}$ . Саме тому все зерно, що заготовлюється в даному регіоні, потенційний вміст  $^{90}\text{Sr}$  в якому може перевищувати допустимі рівні, гарантовано купується державою за фіксованою ціною продовольчого зерна на переробку (виробництво спирту, кормів тощо). На жаль, у даний час в Україні не проводиться регулярний радіаційний контроль вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в зерні. Слід пам'ятати, що в разі експорту зерна до Білорусі необхідно дотримуватись жорсткіших, порівняно з Україною, нормативів допустимого вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в продовольчому зерні (11 Бк/кг) та інших продуктах, установлених у цій країні.

### Висновки

Через 25 років після Чорнобильської аварії на території 3-ї зони радіоактивного забруднення в Іванківському районі Київської області виробляється зерно, вміст  $^{90}\text{Sr}$  в якому перевищує допустимі рівні для продовольчого зерна (20 Бк/кг). Від

20 до 90 %  $^{90}\text{Sr}$  в даний час знаходяться в ґрунті в обмінній і кислоторозчинній формі. У частині ґрунтів з нейтральною кислотністю все ще більше половини ПЧ не розчинилися і значна частка активності  $^{90}\text{Sr}$  (до 80 % на ґрунтах з рН = 7,6) усе ще може знаходитися в матриці ПЧ. Раніше вважалося, що період напіврозчинення ПЧ у нейтральних ґрунтах становить близько 14 років, проте отримані нами дані показують, що в деяких випадках він може перевищувати 25 років.

Коефіцієнти накопичення та переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в зерно змінювалися в діапазоні 0,04 - 2,0 (Бк/кг)/(Бк/кг) і 0,15 - 5,5 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) відповідно. Отриманні значення Кн і Кп  $^{90}\text{Sr}$  в зерно узгоджуються з отриманими раніше й узагальненими даними МАГАТЕ для мінеральних піщаних ґрунтів і мають чітко виражену обернено пропорційну залежність від вмісту в ґрунті обмінного кальцію.

На окремих угіддях за останні 12 років спостерігалось збільшення біологічної доступності  $^{90}\text{Sr}$  через його вилугування з ПЧ. Динаміка середньої питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в зерні в населених пунктах Іванківського району узгоджується з кінетикою розчинення ПЧ, вилугуванням радіонуклідів і прогнозними оцінками, зробленими УкрНДІСГР ще у 2001 р.

Вапнування кислих ґрунтів і внесення мінеральних добрив під зернові культури дасть змогу гарантовано отримувати продовольче зерно з вмістом  $^{90}\text{Sr}$  нижче допустимих рівнів на всій території Іванківського району, підвищити його конкурентоспроможність на ринку. Внесення меліорантів в оптимальних кількостях приведе до збільшення врожайності зернових культур, отримання додаткового прибутку як господарствами, так і населенням.

У випадку проведення запропонованих заходів можливе зменшення обсягів радіологічного контролю вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в продукції.

Забруднене зерно - один з основних постачальників  $^{90}\text{Sr}$  в організм людини, тому доцільно в якості продовольства використовувати врожай зернових культур із площ із мінімальними рівнями радіоактивного забруднення. Урожай з угідь з високими рівнями забруднення слід використовувати на технічну переробку насіння, а з відносно невисокими рівнями - для фуражних цілей.

### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Balonov M.I. et al. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident // Science of The Total Environment. - 2007. - Vol. 383 (1). - P. 1 - 24.*
2. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience // Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / Eds. L. Anspaugh and M. Balonov. Radiological assessment reports series, IAEA,*

- STI/PUB/1239, 2006, 166 p.
3. *Кашпаров В.О., Поліщук С.В., Отрешко Л.М.* Радиологічні проблеми ведення сільськогосподарського виробництва на забрудненій в результаті Чорнобильської катастрофи території України // Чорнобильський науковий вісник, бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – К.: Чорнобильінформ, 2011. – № 2 (38). – С. 13 - 30.
  4. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V. et al.* Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident // Journal of Environment Radioactivity. - 2001. - Vol. 56, No. 3. - P. 285 - 298.
  5. *Kashparov V.A., Oughton D.H., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of fuel particle weathering and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in the Chernobyl 30-km exclusion zone // Health Physics. - 1999. - Vol. 76, No. 3. - P. 251 - 259.
  6. *Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I et al.* Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions // Journal of Environmental Radioactivity. - 2004. - Vol. 72, Issue 3. - P. 335 - 353.
  7. *Twenty-five Years after Chornobyl Accident: Safety for the Future.* National Report of Ukraine. - К.: КІМ, - 2011. - 328 p.
  8. *Державні гігієнічні нормативи.* Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питної води // Офіційний вісник України. - 2006. - № 29. - С. 142.
  9. *Кашпаров В.О., Лундін С.М., Левчук С.Е. та ін.* Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції  $^{90}\text{Sr}$  // Вісник аграрної науки: Спец. вип. - 2001, квітень. - С. 38 - 43.
  10. *Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях.* - М.: ЦИНАО, 1985. - 46 с.
  11. *Агрохімічний аналіз:* Навч. посібник / М. М. Городній, А. П. Лісовал, А. В. Бікін та ін.; За ред. М. М. Городнього. – К.: Арістей, 2004. – 522 с.
  12. *Павлоцька Ф.И.* Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // Журнал аналитической химии. - 1997. - Т 52, № 2. - С. 126 - 143.
  13. *Kashparov V.A., Protsak V.P., Ahamdach N. et al.* Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel : influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in contaminated soil of Chernobyl // Journal of Nuclear Materials. - 2000. - Vol. 279. - P. 225 - 233.
  14. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments.* - Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.
  15. *Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999 - 2002 рр. (Методичні рекомендації)* / В. О. Кашпаров, М. М. Лазарев, Л. В. Перепелятнікова, Б. С. Прістер та ін. - К., 1998. - 102 с.

Л. Н. Отрешко, В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук, И. М. Малоштан

#### РОЛЬ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ В ЗАГРЯЗНЕНИИ ЗЕРНОВОЙ ПРОДУКЦИИ $^{90}\text{Sr}$ В ИВАНКОВСКОМ РАЙОНЕ КИЕВСКОЙ ОБЛАСТИ

В 2011 г. из всех полей Иванковского района Киевской области, прилегающих к зоне отчуждения ЧАЭС, где выращивались зерновые культуры, был проведен отбор проб почвы и зерна. Во всех отобранных пробах измерялась активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , в почвенных пробах определялись также доля  $^{90}\text{Sr}$  и кальция в обменной форме и кислотность почвенного раствора. Была уточнена зависимость коэффициентов перехода  $^{90}\text{Sr}$  в зерно.

*Ключевые слова:* Чернобыльская авария, радионуклиды, удельная активность, плотность загрязнения почвы, топливные частицы, допустимые уровни, радиологический мониторинг, коэффициент перехода, контрмеры.

L. M. Otreshko, V. O. Kashparov, S. E. Levchuk, I. M. Maloshtan

#### ROLE OF FUEL PARTICLES IN CONTAMINATION OF CEREAL PRODUCTION WITH $^{90}\text{Sr}$ IN IVANKIV DISTRICT OF KYIV REGION

In the year 2011 sampling of soil and grain in Ivankiv district of Kyiv region at all fields adjacent to the ChNPP exclusion zone was carried out, where the cereal crops were planted. In all samples  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  activities were measured. Besides, in the soil samples the exchangeable fractions of  $^{90}\text{Sr}$  and calcium and acidity of the soil solution were determined. Dependence of  $^{90}\text{Sr}$  soil-grain transfer factors was specified.

*Keywords:* Chernobyl accident, radionuclides, specific activity, soil contamination density, fuel particles, permissible levels, radiological monitoring, transfer factors, countermeasures.

Надійшла до редакції 24.01.2012.