

Ю. В. Хомутинін*, В. О. Кашпаров, М. М. Лазарєв, С. Е. Левчук,
В. П. Процак, В. В. Павлюченко

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна

*Відповідальний автор: khomutinin@gmail.com

КАРТОГРАФУВАННЯ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ДЛЯ ПОВЕРНЕННЯ ЇХ У ГОСПОДАРСЬКЕ ВИКОРИСТАННЯ

На основі ймовірного опису забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь і продукції викладено підхід обґрунтування можливості повернення їх у господарське використання. Запропонований підхід дозволяє оцінити не тільки медіану питомої активності радіонуклідів у врожаї рослин, але й ймовірність перевищення встановлених гігієнічних нормативів. Він був успішно апробований на прикладі сільськогосподарських угідь другої зони радіоактивного забруднення в Народицькому районі Житомирської області і Поліському районі Київської області.

Ключові слова: ^{137}Cs , ^{90}Sr , ґрунт, рослини, радіоактивне забруднення, Чорнобильська аварія.

1. Вступ

Після Чорнобильської аварії, відповідно до чинного законодавства України, з території площею 4,2 тис. км², з яких 2,0 тис. км² за межами чорнобильської зони відчуження (1-а зона), було відселено населення та припинено або значною мірою обмежено традиційну господарську діяльність [1, 2]. За межами зони відчуження в Україні було виведено з господарського обороту 101,3 тис. га сільськогосподарських угідь, що належать до зони безумовного (обов'язкового) відселення (2-а зона), які в даний час частково заліснені й неофіційно використовуються для сільськогосподарського виробництва. З деяких населених пунктів, віднесених до 2-ї зони, населення так і не було відселено. Відповідно до Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [3, 4] території 1-ї і 2-ї зон було віднесено до радіаційно-небезпечних земель, «на яких неможливе подальше проживання населення, одержання сільськогосподарської та іншої продукції, продуктів харчування, що відповідають республіканським та міжнародним допустимим рівням вмісту радіоактивних речовин, або які недоцільно використовувати за екологічними умовами».

В Україні законодавчо були введені обмеження на господарську діяльність у зонах відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення, де розрахункова ефективна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може

перевищити 5,0 мЗв, а щільність забруднення ізотопами цезію, стронцію та плутонію перевищує 555, 111 і 3,7 кБк м⁻² відповідно [3]. Критеріями переходу постраждалих територій та населення до умов нормального життя (по радіологічному фактору) в даний час в Україні є неперевищення доз опромінення населення та радіоактивного забруднення продуктів харчування [5]. При поверненні в господарське використання сільськогосподарських угідь, щільність забруднення їх радіонуклідами має відповідати вищевказаним критеріям, а вирощена на них продукція допустимим рівням вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (ДР-2006) [6].

Необхідно відзначити, що частина територій України була виведена з господарського використання не за радіологічними критеріями, а виходячи зі сформованих на той час соціально-економічних умов. На 2011 р. у зоні безумовного (обов'язкового) відселення, за межами чорнобильської зони відчуження, перевищення показника щільності забруднення ^{137}Cs у 555 кБк·м⁻² спостерігалось тільки на 25 % території 2-ї зони [3, 4].

За час, що пройшов після аварії, радіологічна обстановка стабілізувалася. Тільки за рахунок радіоактивного розпаду щільність забруднення території по ^{137}Cs і ^{90}Sr зменшилася більш ніж у 2 рази. Унаслідок цього, а також автореабілітаційних процесів (фіксація радіонуклідів ґрунтом, їхній перерозподіл у кореневмісному шарі рослин тощо) знизилася рівні радіоактивного забруднення продукції, що дозволяє в деяких випадках

© Ю. В. Хомутинін, В. О. Кашпаров, М. М. Лазарєв,
С. Е. Левчук, В. П. Процак, В. В. Павлюченко, 2019

розглядати питання повернення виведених земель у господарське використання відповідно до чинних радіологічних критеріїв та існуючих нормативно-правових актів. На сьогодні повернення в господарське використання забруднених радіонуклідами територій є одним з найбільш актуальних і складних завдань. Сільськогосподарські угіддя є територіальним ресурсом і основним засобом сільськогосподарського виробництва, тому реабілітація забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь сприятиме розвитку як окремих виробників, так і району в цілому.

Вихідною інформацією для радіологічної реабілітації забруднених радіонуклідами територій і, зокрема, сільськогосподарських угідь є результати радіологічного моніторингу. Зокрема, радіологічний моніторинг передбачає:

визначення потужності дози зовнішнього опромінення в різних точках забрудненої радіонуклідами території;

визначення щільності забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами;

складання і коригування великомасштабних карт по забрудненню радіонуклідами сільськогосподарських угідь;

прогноз радіологічної обстановки для територій і угідь;

визначення потужності дози внутрішнього опромінення населення.

Доступність інформації радіологічного моніторингу забрудненої радіонуклідами території є необхідною умовою ведення на ній сільськогосподарського виробництва. Знання радіологічної ситуації в конкретному господарстві є обов'язковою умовою планування та організації виробничого процесу. Вибір конкретних агротехнічних прийомів значною мірою визначається величиною забруднення сільськогосподарських угідь і ґрунтовими умовами.

У даній роботі обґрунтовано можливість повернення в господарське використання радіоактивно забруднених угідь на основі статистичного аналізу характеристик радіоактивного забруднення території. Повернення забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь у господарське використання неможливе без прогновної оцінки вмісту радіонуклідів у рослинницькій продукції. Вихідною інформацією для прогнозування забруднення радіонуклідами сільськогосподарської продукції є рівні радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь (у першу чергу ^{137}Cs і ^{90}Sr). Цю інформацію зручно представляти у вигляді цифрових карт (масштаб не нижче 1: 25000), що відображають просторовий розподіл радіонуклідного забруднення в межах однієї ділянки поля, поля чи пасовища і є

основою для запровадження реабілітації. Також для прогнозних оцінок необхідні коефіцієнти, що характеризують накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими культурами. За відсутності актуальних коефіцієнтів для конкретних умов (тип ґрунту, тип випадань), для яких проводиться прогнозування, можуть бути використані літературні дані [7].

2. Матеріали та методи досліджень

2.1. Експериментальні ділянки

За просторовим розподілом радіонуклідів угіддя можна поділити на дві основні групи:

угіддя з квазірівномірним забрудненням, де радіонукліди розподілені в межах угіддя практично рівномірно (відсутній градієнт). Відмінності між значеннями концентрації активності радіонуклідів у пробах ґрунту, що відібрані в різних точках поля, є випадковими;

угіддя, де в загальному випадку спостерігається градієнт радіоактивного забруднення або на фоні рівномірного забруднення виділяються «плями», забруднення яких значно відрізняється від суміжних областей.

Угіддям із квазірівномірним розподілом забруднення було вибрано поле (ділянка № 1) площею 25 га, розташоване на схід від с. Дитятки Іванківського району Київської області (51.110N; 30.127E). Поле знаходиться на південному конденсаційно-паливному сліду чорнобильських радіоактивних випадань і використовується в сільськогосподарському виробництві [8, 9].

Експериментальні ділянки зі складною просторовою структурою радіоактивного забруднення розташовані на конденсаційному південно-західному сліду чорнобильських радіоактивних випадань у 2-й зоні радіоактивного забруднення. Перше поле (ділянка № 2) площею 100 га знаходиться на південний захід від с. Осика Народицького району Житомирської області (51.075N; 29.360E). Друге поле (ділянка № 3) площею 78 га розташоване на південний захід від с. Рагівка Поліського району Київської області (51.182N; 29.406E). Обидва поля з 1990-х років і до моменту проведення досліджень не використовувалися у сільськогосподарському виробництві.

2.2. Методи вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання

Просторовий розподіл гамма-поля в межах вибраного угіддя досліджувався за допомогою дозиметра-радіометра «Стора-ТУ» (Екотест, Україна). Результати вимірювань потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання

(ПАЕД) і координати точки вимірювання записувалися на смартфони з ОС Android у режимі реального часу і зберігалися у базі даних. По завершенні польових робіт ці дані використовувалися для картування просторового розподілу ПАЕД у межах експериментальних ділянок.

2.3. Методи відбору проб ґрунту

Місця відбору проб вибиралися на відстанях не менше 20 м від доріг і місць, де можливе накопичення або змивання радіоактивного забруднення. Для формування об'єднаної проби ґрунту було використано 5 точкових проб, що відбиралися у межах пробного майданчика методом конверта на глибину 25 см. Маса об'єднаної проби ґрунту ~2 кг. Точкові проби відбиралися циліндричним пробовідбірником діаметром 37 мм на глибину 25 см. Такий відбір проб ґрунту при відносній похибці вимірювання активності ^{90}Sr і ^{137}Cs на рівні 10 % забезпечує оцінку медіани щільності радіоактивного забруднення ґрунту з похибкою не більше 20 % при довірчій імовірності $\gamma = 0,95$ [10, 11].

2.4. Методи вимірювання активності радіонуклідів

Величини активності гамма-випромінюючих радіонуклідів у попередньо підготовлених пробах ґрунту вимірювалися на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію "GEM-30185" фірми "EG & ORTEC" США (енергетична роздільна здатність по лінії ^{60}Co 1,78 кеВ, ефективність реєстрації відносно NaI 30 %). Вимірювання проводили в посудинах Марінеллі об'ємом 1000 см³. Калібрування спект-

рометра здійснювалося з використанням сертифікованих еталонних матеріалів відповідно до вимог стандартизованого методу [12].

Вміст ^{90}Sr у пробах ґрунту визначався після його радіохімічного виділення з використанням загальноприйнятих методик [13] вимірюванням активності його дочірнього радіонукліда ^{90}Y на бета-спектрометрі СЕБ-70 (АКП, Україна).

2.5. Статистична модель

Експериментальні значення ПАЕД, концентрації активності радіонуклідів у ґрунті (щільності забруднення) та рослинах, коефіцієнтів накопичення (переходу) розглядалися нами як випадкові величини. Це обумовлено випадковим характером забруднення території радіонуклідами і похибками вимірювання цих параметрів. Як показано в роботах [10, 14 - 16], усі ці величини добре характеризуються логнормальним законом розподілу ймовірностей з відповідними параметрами:

$$f(X) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot s} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(X) - \mu}{s} \right)^2}, \quad (1)$$

де X – значення характеристики радіоактивного забруднення; μ і s – середнє значення і стандартне відхилення логарифма величини X . Середнє геометричне величини X дорівнює $GM = \exp(\mu)$, а стандартне геометричне відхилення – $GSD = \exp(s)$. Узагальнені значення параметра s , які характеризують варіабельність випадкових величин, що розглядаються в цій роботі, наведено в табл. 1.

Таблиця 1. Усереднені оцінки стандартних відхилень логарифмів параметрів, що характеризують радіонуклідне забруднення ґрунту і рослин [15, 17]

Параметр	Умови	s
Концентрація активності ^{137}Cs , ^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu}$) у ґрунті (щільність забруднення) при відборі точкових проб	Безградієнтні по забрудненню ділянки на чорнобильських та глобальних випаданнях; площа відбору $\geq 0,005$ м ² ; похибка вимірювання активності ≤ 10 % ($p = 0,95$)	$0,3 \pm 0,1$
Концентрація активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у рослинах та їхніх продуктивних органах	Безградієнтні по забрудненню ділянки на чорнобильських та глобальних випаданнях; площа відбору проб 0,06 - 1 м ² ; об'єм зразка для вимірювання активності ≥ 100 см ³	$0,4 \pm 0,1$
Коефіцієнт накопичення (переходу) ^{137}Cs і ^{90}Sr із ґрунту в рослини	Площа відбору проби рослин 0,06 - 1 м ² , ґрунту $\geq 0,005$ м ² ; об'єм зразка для вимірювання активності ≥ 100 см ³ ; похибка вимірювання активності ≤ 10 % ($p = 0,95$)	$0,5 \pm 0,1$
Потужність дози гамма-випромінювання	Дозиметри РКС-01 «СТОРА-ТУ» і ДРГ-01Т	$0,13 \pm 0,02$

3. Побудова карт радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь

При оцінці величини радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь використовують дві характеристики: щільність забруднен-

ня ґрунту і питому активність в орному шарі ґрунту. Побудова карт радіоактивного забруднення може проводитись за одним із цих показників, пов'язаних між собою.

На експериментальній ділянці № 1 протягом 2011 - 2018 рр. проводився моніторинг забруд-

нення сільськогосподарських культур, які там вирощувалися. Протягом цього періоду в різних точках поля було відібрано 14 проб ґрунту і визначено в них вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr . На основі цих

результатів було оцінено щільність забруднення поля ^{137}Cs і ^{90}Sr , їхню середню питому активність в орному шарі ґрунту (20 см) і побудовано відповідні карти станом на 2018 р. (рис. 1).

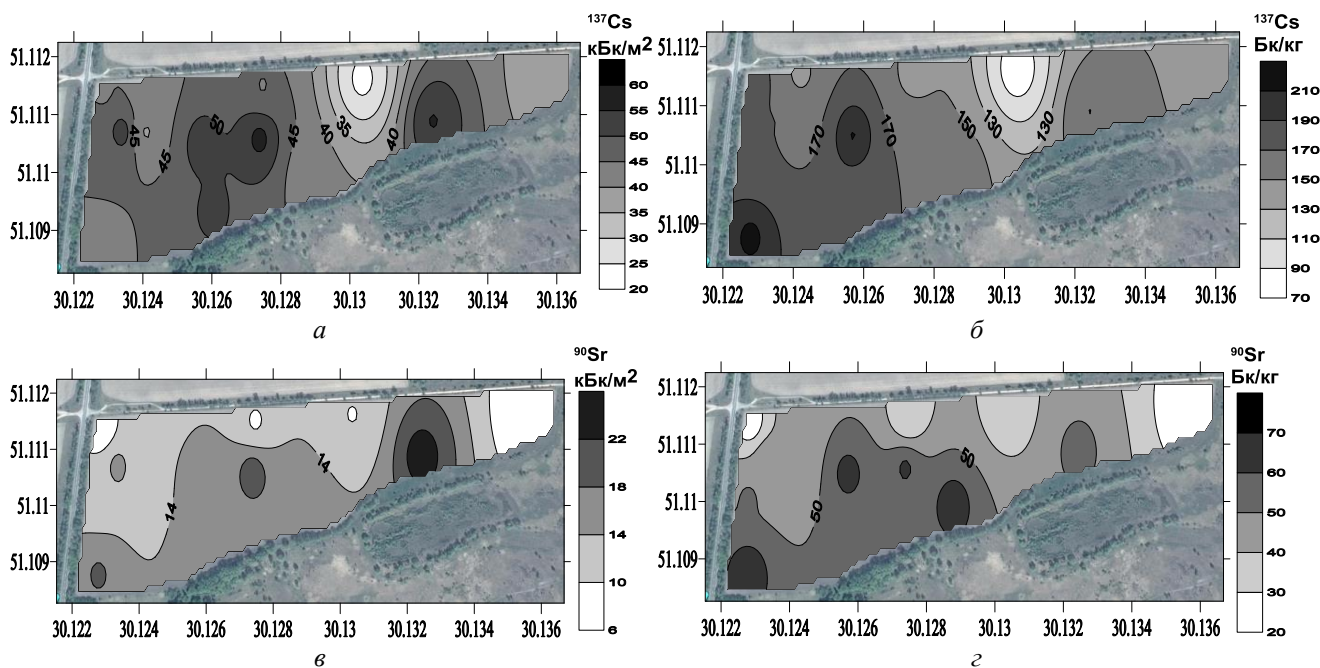


Рис. 1. Просторовий розподіл щільності забруднення ґрунту (а, в) і питома активність в орному шарі ґрунту (б, г) ^{137}Cs (а, б) і ^{90}Sr (в, г) експериментальної ділянки № 1 (с. Дитятки) станом на 2018 р.

З використанням цих експериментальних даних було розраховано середні значення параметрів s для щільності забруднення ділянки радіонуклідами і питомої активності їх в орному шарі ґрунту. Середні значення параметрів s (стандартне відхилення логарифма питомої активності радіонуклідів в орному шарі ґрунту) з довірчими інтервалами ($P=0,9$) становили для ^{137}Cs 0,23 (розмах значень: 0,19 - 0,30) і для ^{90}Sr – 0,36 (розмах значень: 0,29 - 0,47). Усереднена для обох радіонуклідів оцінка $s = 0,3$ (розмах значень: 0,26 - 0,36). Цей результат статистично не відрізняється від значення параметра s , який наведено в табл. 1. Таким чином, просторовий розподіл ^{137}Cs і ^{90}Sr даного поля можна вважати квазірівномірним з $s = 0,3$ і медіанними значеннями щільності забруднення ґрунту (питомої активності) станом на 2018 р.: для ^{137}Cs – 44 $\text{кБк}/\text{м}^2$ (160 $\text{Бк}/\text{кг}$); для ^{90}Sr – 13 $\text{кБк}/\text{м}^2$ (45 $\text{Бк}/\text{кг}$).

На експериментальних ділянках № 2 і 3 у 2017 - 2018 рр. було проведено роботи по визначенню їхньої щільності забруднення радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr . Відповідно до методу відбору проб ґрунту при визначенні щільності забруднення території техногенними радіонуклідами [11] на обстежуваних ділянках також було проведено дослідження просторового розподілу потужності гамма-поля. Гамма-зйомка проводилася галсами по регулярній сітці на висоті 1 м від

поверхні ґрунту. Точки вимірювання розташовувалися на маршрутних лініях на відстані не більше 100 м одна від одної. Вимірювання ПАЕД проведено в 1534 точках на ділянці № 2 та у 703 точках на ділянці № 3. В окремих точках було проведено відбір проб ґрунту на глибину орного шару (25 см), в яких визначено питому активність ^{137}Cs . На ділянках № 2 і 3 було відібрано 19 і 38 проб ґрунту відповідно. Статистичний аналіз показав наявність лінійної кореляції між значеннями ПАЕД та концентрацією активності ^{137}Cs в орному шарі ґрунту (рис. 2).

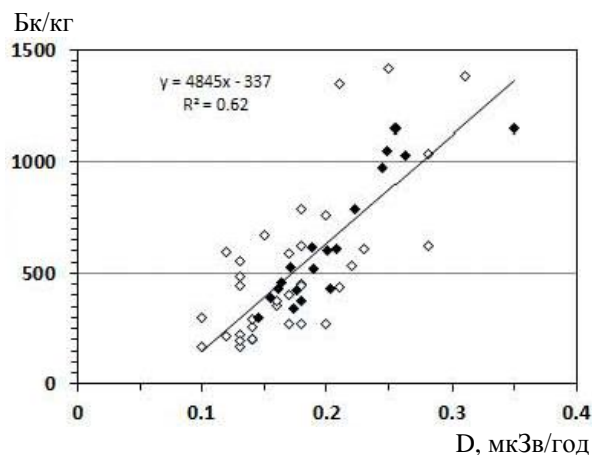


Рис. 2. Співвідношення між ПАЕД і концентрацією активності ^{137}Cs в орному шарі ґрунту: ♦ - ділянка № 2, с. Осика; ◆ - ділянка № 3, с. Рагівка.

Отримані результати дозволили на основі теорії геостатистичного просторового моделювання [18] з використанням для просторової інтерполяції методу регресійного крайгінга [19] в кар-

тографічному пакеті SURFER побудувати карти щільності забруднення експериментальних ділянок ^{137}Cs та середньої концентрації цього радіонукліда в орному шарі ґрунту (рис. 3).

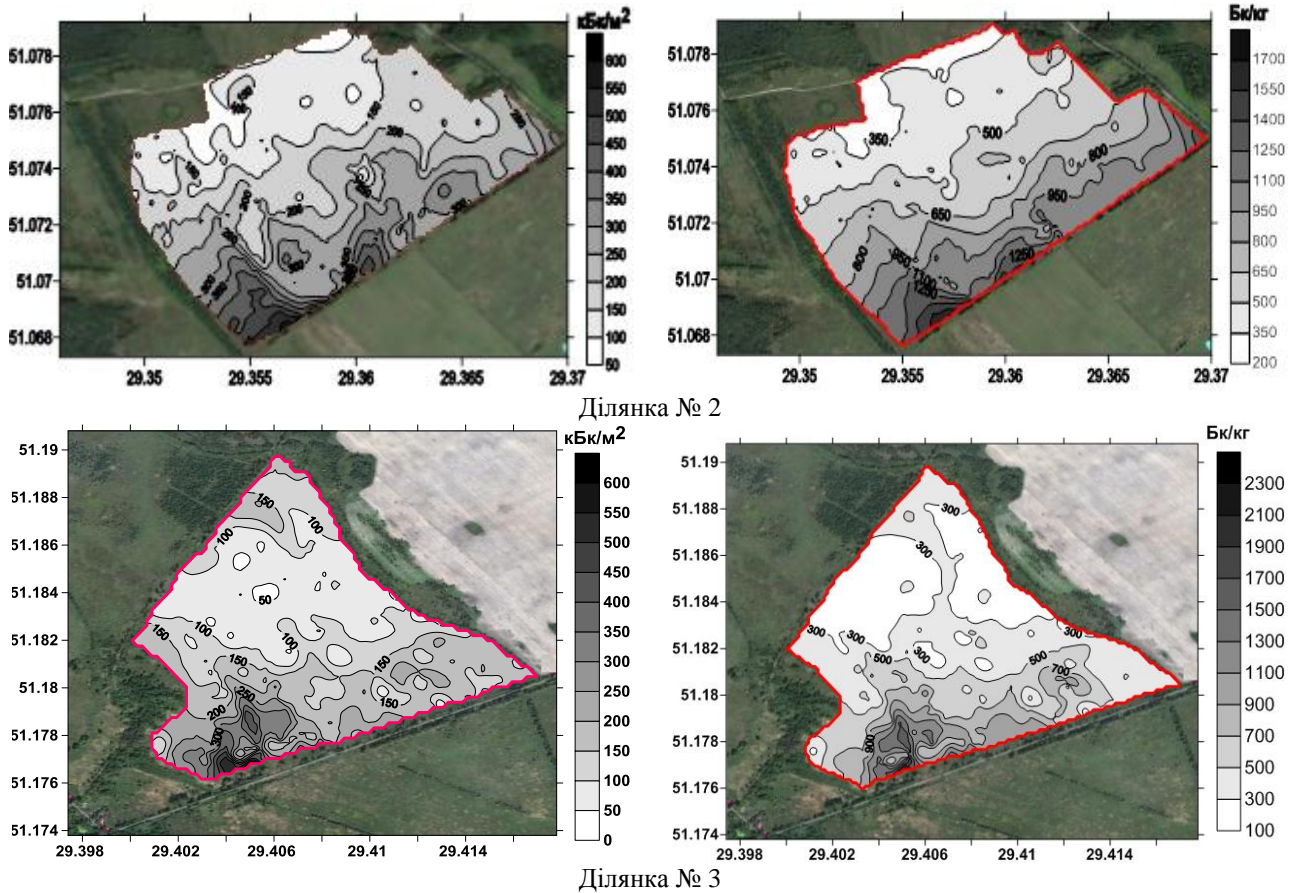


Рис. 3. Щільність забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs (кБк/м²) і питома активність ^{137}Cs (Бк/кг) в орному шарі ґрунту станом на 2018 р.

Побудовані карти показали, що просторовий розподіл ^{137}Cs в межах обстежених угідь має досить складну структуру. На обох ділянках є градієнт забруднення ^{137}Cs , на фоні якого спостерігаються «плями» як з підвищеними, так із пониженими рівнями забруднення. На ділянках № 2 і 3 градієнти щільності забруднення описуються відповідно рівняннями

$$^{137}\text{Cs} = e^{5395,7+30,46x-123,05y}$$

та

$$^{137}\text{Cs} = e^{6077,46-21,46x-109,32y},$$

де x – довгота, y – широта.

4. Прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції

Реабілітація сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях це перш за все повернення їх у господарську діяльність для виробництва рослинницької продукції (у тому числі кормів) без будь-яких обме-

жень. Це вимагає оцінки і прогнозу можливого вмісту радіонуклідів у рослинницькій продукції, що буде вирощуватися на цих угіддях. Допустимі рівні вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr для основних харчових продуктах, що діють в Україні [20], визначені для природної вологості. Виходячи з цього, для прогнозування питомої активності радіонуклідів у продукції рослинництва, відповідно до рекомендацій [21], може бути використано співвідношення

$$C_p = \alpha \cdot KH \cdot C_2, \quad (2)$$

де C_p – питома активність радіонуклідів у врожаї (натуральна вологість), Бк/кг; α – відносний вміст сухої речовини по відношенню до продукту за натуральної вологості [7]; C_2 – питома активність радіонуклідів у 20-см кореневому шарі ґрунту (для сухої маси), Бк/кг; KH – коефіцієнт накопичення (відношення питомої активності радіонукліда в продукті до його питомої активності в ґрунті для сухої маси). Середні зна-

чення цього коефіцієнта для різних культур і типів ґрунтів, рекомендовані МАГАТЕ, наведені в довіднику [7].

Як уже відзначалося, зазначені величини є випадковими й добре описуються відповідними логнормальними законами розподілу ймовірностей. Це дає змогу оцінити не тільки середнє значення (медіану) питомої активності радіонуклідів у врожаї рослин, але й ймовірність перевищення встановлених або рекомендованих нормативів C_p^0 (Бк/кг) [21] (ризик) на основі співвідношення

$$q = 1 - \int_0^{C_p^0} \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot C_p \cdot s_p} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(C_p) - \ln(\bar{C}_p)}{s_p} \right)^2} \cdot dC_p. \quad (3)$$

Якщо розподіл радіонуклідів по площі поля близький до рівномірного співвідношення, то рівняння (2) і (3) використовуються безпосередньо. Значення s для концентрації активності радіонуклідів у рослинах оцінено в роботі [15] – $0,37 \pm 0,11$, а середнє значення концентрації активності радіонуклідів у продукції (\bar{C}_p) обчислюються на основі виразу (2) для середнього

значення забруднення ґрунту C_z :

$$\bar{C}_p = \alpha \cdot KH \cdot \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{S_0} \cdot \bar{C}_z^i, \quad (4)$$

де S_i – площа i -ї ділянки поля; S_0 – площа поля; \bar{C}_z^i – середнє значення питомої активності ^{137}Cs у ґрунті на i -й ділянці.

Відповідно ймовірність перевищення встановлених нормативів питомої активності радіонуклідів у продукції, вирощеної на цьому полі, визначається як

$$q = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{S_0} \cdot q_i. \quad (5)$$

Для експериментальних ділянок наведено значення величин, що входять у формулу (5) (табл. 2). Значення питомої активності ^{137}Cs в орному шарі ґрунту наведено у вигляді $\bar{C}_z^i / (\bar{C}_z^i \cdot 1,35^{-1} - \bar{C}_z^i \cdot 1,35)$: у чисельнику медіана, у знаменнику інтервал.

Таблиця 2. Розбивка нерівномірно забруднених полів на ділянки з рівномірним просторовим розподілом радіонуклідів

Ділянка № 2				Ділянка № 3			
i	\bar{C}_z , Бк/кг	S_i , га	S_i/S_0	i	\bar{C}_z , Бк/кг	S_i , га	S_i/S_0
1	$\frac{270}{200-365}$	10,0	0,1	1	$\frac{135}{100-180}$	3,8	0,04
2	$\frac{490}{365-666}$	44,8	0,46	2	$\frac{245}{180-330}$	25,7	0,3
3	$\frac{900}{666-1240}$	38,8	0,4	3	$\frac{450}{330-600}$	33,6	0,4
4	>1240	4,2	0,04	4	$\frac{820}{600-1100}$	18,4	0,21
				5	$\frac{1490}{1100-2000}$	4,1	0,05

На кожному полі в 10 пробах ґрунту радіохімічним методом визначалася питома активність ^{90}Sr . Питома активність ^{90}Sr у ґрунті поля біля с. Рагівка (ділянка № 3) коливалася в межах від 5 до 16 Бк/кг із середнім арифметичним 9 Бк/кг та стандартним відхиленням 3,8 Бк/кг. Середнє арифметичне значення питомої активності ^{90}Sr у ґрунті біля с. Осика (ділянка № 2) становило 5 Бк/кг із стандартним відхиленням 1 Бк/кг. Ці значення будуть використані для прогнозних оцінок забруднення сільськогосподарської продукції.

На рис. 4 наведено розбивку полів на ділянки із квазірівномірним розподілом питомої активності ^{137}Cs в орному шарі ґрунту. Для порівняння

наведено розбивку цих же полів із ранжуванням забруднення ^{137}Cs відповідно до зон радіоактивного забруднення. Аналіз отриманих результатів по щільності забруднення показує, що загалом більша частина ділянки № 2 (північна частина) за критерієм щільності забруднення радіоцезієм не відноситься до радіоактивно забруднених зон і може бути повністю повернута в господарське використання (б). Половина площі цього поля (південна частина, забруднення до 555 кБк/м^2) переведена у 3-ю зону радіоактивного забруднення. Близько 70 % площі ділянки № 3 (з) забруднено нижче 185 кБк/м^2 , тобто не відноситься до зон радіоактивного забруднення.

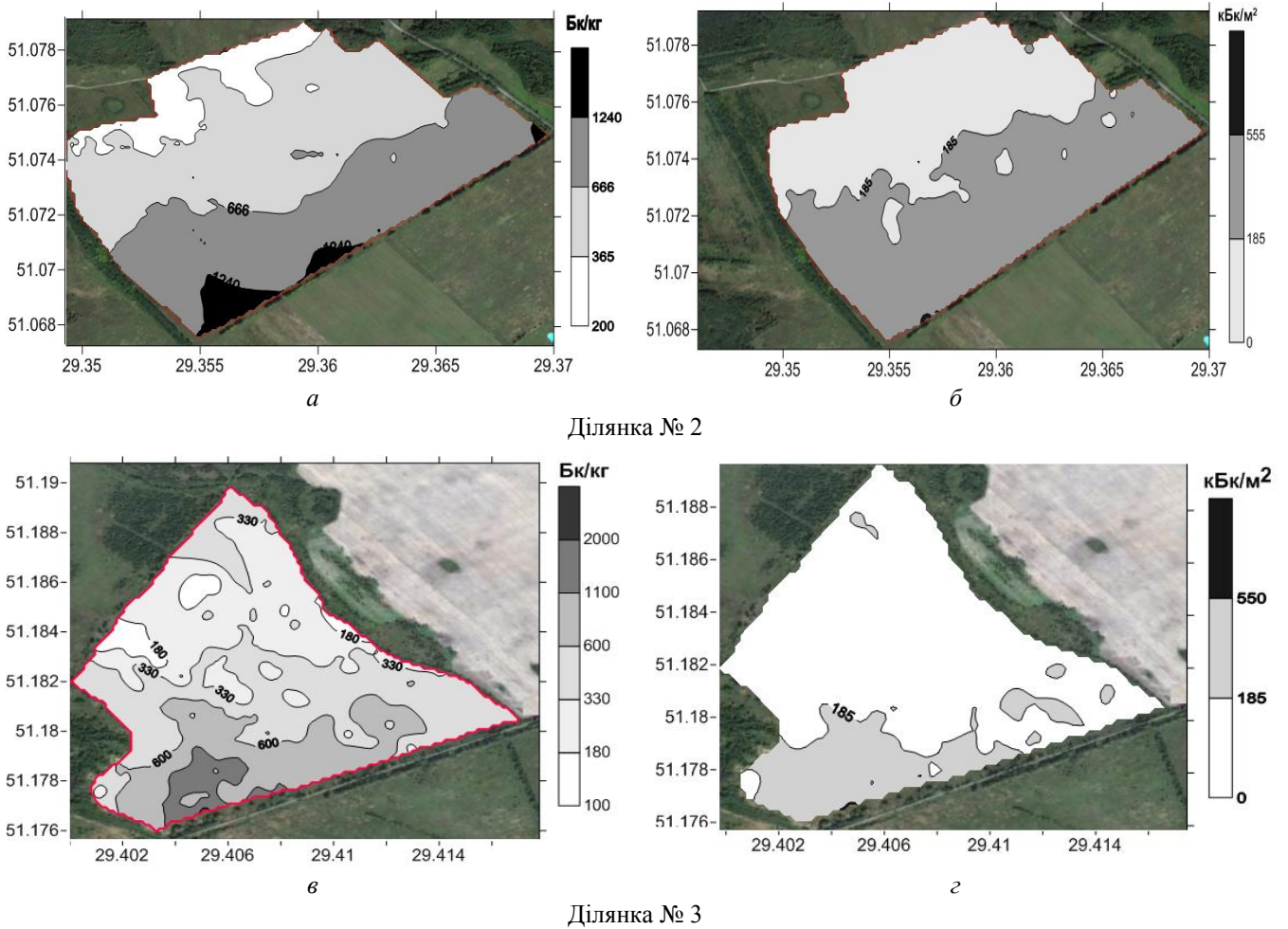


Рис. 4. Розбивка експериментальних полів на ділянки із квазірівномірним розподілом концентрації активності ^{137}Cs в орному шарі ґрунту (а, в) і відповідно до зон радіоактивного забруднення (б, г).

Використовуючи ймовірнісну модель (5), оцінено ризик перевищення забруднення сільськогосподарської продукції при її виробництві на даних експериментальних ділянках. Для цього було використано середні значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr для основних сільськогосподарських культур (табл. 3), що вирощуються на піщаних ґрунтах [7]. Ці параметри моделі рекомендовані для використання МАГАТЕ. Але

вони мають один недолік – велику невизначеність. Тому при наявності актуальних коефіцієнтів накопичення для конкретних умов бажано при прогностичних оцінках використовувати саме їх. У цій роботі для зернових культур та картоплі було використано актуалізовані коефіцієнти накопичення, отримані авторами протягом 2011 - 2018 рр. для поліських районів України в ході виконання моніторингових робіт [22, 23].

Таблиця 3. Середні значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr для сільськогосподарських культур [7] і допустимі рівні питомої активності цих радіонуклідів [20]

Культура	α	^{137}Cs		^{90}Sr	
		C_r	C_p^0 , Бк/кг	C_r	C_p^0 , Бк/кг
Картопля	0,21	0,048*	60	0,22	20
Листові овочі (салат листовий)	0,08	0,12	40	1,7	20
Коренеплоди (бурак столовий)	0,16	0,062	40	1,1	20
Бобові (соя)	0,87	0,087	50	2,2	30
Кукурудза (зерно)	0,85	0,049	50	0,52	20
Зернові культури (зерно)	0,87	0,019*	50	0,54*	20
Сіно природних трав	1,0	0,29	830	1,7	1600
Сіно сіяних трав	1,0	0,084	830	1,1	1600

* Актуальні дані УкрНДІСГР.

Через відсутність в Україні державних нормативів на складові раціону сільськогосподарських тварин розрахунок допустимого вмісту радіонуклідів цезію і стронцію проводиться виходячи з вимог до державних нормативів на продукцію тваринництва (молоко, м'ясо). Радіоактивність ^{137}Cs у добовому раціоні молочної корови масою 400 - 450 кг і продуктивністю до 10 л/добу не повинна перевищувати 10 кБк, для м'ясної худоби – 5 кБк. Для розрахунків прийнято, що в добовому раціоні кількість сіна становить 12 кг,

тобто питома активність ^{137}Cs у сінні не повинна перевищувати 830 Бк/кг.

Для ^{90}Sr , виходячи з вищезгаданих умов, питома радіоактивність сіна для годівлі молочних корів не повинна перевищувати 1600 Бк/кг.

У табл. 4 наведено прогнозні середні значення питомої активності радіонуклідів у сільськогосподарських культурах при вирощуванні їх на експериментальних ділянках без застосування спеціальних контрзаходів та відповідні ризики перевищення встановлених нормативів.

Таблиця 4. Результати ймовірнісного прогнозу концентрації радіонуклідів у сільськогосподарських культурах станом на 2018 р. (природна вологість)

Культура	^{137}Cs						^{90}Sr							
	C_p^0 , Бк/кг	Ділянка № 1		Ділянка № 2		Ділянка № 3		C_p^0 , Бк/кг	Ділянка № 1		Ділянка № 2		Ділянка № 3	
		\bar{C}_p , Бк/кг	q	\bar{C}_p , Бк/кг	q	\bar{C}_p , Бк/кг	q		\bar{C}_p , Бк/кг	q	\bar{C}_p , Бк/кг	q	\bar{C}_p , Бк/кг	q
Картопля	60	1,6	0,0	6,8	0,0	5,1	0,0	20	2,1	0,0	0,2	0,0	0,4	0,0
Листові овочі (салат листовий)	40	1,5	0,0	6,5	0,0	4,9	0,0	20	6,1	0,0	0,7	0,0	1,2	0,0
Коренеплоди (буряк столовий)	40	1,6	0,0	6,7	0,0	5,0	0,0	20	7,9	0,01	0,9	0,0	1,6	0,0
Бобові (соя)	50	12,1	0,0	51,3	0,46	38,3	0,26	30	86,1	0,99	9,8	0,0	17,2	0,07
Кукурудза (зерно)	50	6,7	0,0	28,2	0,12	21,1	0,07	20	19,9	0,49	2,3	0,0	4,0	0,0
Зернові культури (зерно)	50	2,6	0,0	11,2	0,0	8,4	0,0	20	21,1	0,56	2,4	0,0	4,2	0,0
Сіно природних трав	830	46,4	0,0	196,6	0,0	146,6	0,0	1600	76,5	0,0	8,7	0,0	15,3	0,0
Сіно сіяних трав	830	13,4	0,0	57,0	0,0	42,5	0,0	1600	49,5	0,0	5,6	0,0	9,9	0,0

На експериментальній ділянці № 1 після аварії ведеться господарська діяльність. Село Дитятки, біля якого знаходиться це поле, відноситься до 3-ї зони радіоактивного забруднення. За критерієм щільності забруднення території дане поле також має бути віднесено до 3-ї зони радіоактивного забруднення – 5,55 - 111 кБк/м² [3], оскільки середнє значення щільності його забруднення ^{90}Sr 13 кБк/м². За даними моніторингу питома активність ^{90}Sr у зерні, що вирощувалося на цьому полі протягом 2011 - 2016 рр., перевищувала допустимий рівень 20 Бк/кг для продовольчого зерна [22, 23]. У той же час концентрація активності ^{137}Cs не перевищувала 10 Бк/кг, що значно нижче допустимого рівня для цього радіонукліда у продовольчому зерні – 50 Бк/кг. Таким чином, проведені прогнозні оцінки (див. табл. 4) для зернових культур підтверджуються експериментальними результатами. Для даного угіддя критичним радіонуклідом є ^{90}Sr . Імовірність забруднення ним продовольчого зерна вище допустимих рівнів становить ~50 %.

На експериментальних ділянках № 2 і 3 господарська діяльність із 1990-х років не проводилася. Як показали проведені розрахунки, імовірність перевищення питомої активності ^{90}Sr у

продуктах харчування, що можуть вирощуватися на цих полях, близька нулю. Винятком є соя, але й для неї ця ймовірність є дуже низькою – 0,7 %. Деяка інша ситуація із забрудненням продукції ^{137}Cs . Для всіх культур, крім бобових і кукурудзи, імовірність перевищення встановлених нормативів (50 Бк/кг) практично нульова. Найбільш критичними культурами є бобові, оскільки їхнє насіння характеризується найбільшим накопиченням радіоцезію. Для прогнозних оцінок забруднення насіння сої ^{137}Cs використано середнє значення коефіцієнта накопичення цього радіонукліда в насінні, рекомендоване МАГАТЕ [7]. Значення цього коефіцієнта характеризується досить високою невизначеністю (діапазон значень 0,035 - 0,7). Тому бажано отримати ці коефіцієнти для ґрунтових умов Українського Полісся. Така робота була проведена для картоплі та зернових культур і виявилось, що отримані коефіцієнти значно нижчі, ніж рекомендовані МАГАТЕ [7].

5. Висновки

На основі ймовірнісного опису забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь і виробленої на них продукції викладено підхід обґрунтування можливості повернення їх у гос-

подарське використання. Практичне застосування запропонованого підходу продемонстровано на прикладі сільськогосподарських угідь 2-ї зони радіоактивного забруднення в Народицькому районі Житомирської області і Поліському райо-

ні Київської області. Проведені оцінки показали необхідність актуалізації коефіцієнтів накопичення радіонуклідів для сільськогосподарської продукції, що виробляється на території Полісся.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future. National Report of Ukraine* (Kyiv: KIM, 2011) 328 p.
2. *Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення*. За ред. В. І. Холоші (К.: Вета, 2008) 54 с.
3. Про правовий режим території, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Закон України. Вводиться в дію Постановою ВР № 795-12 від 28.02.91. *ВВР* 16 (1991) ст. 199.
4. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи. Закон України. Вводиться в дію Постановою ВР № 797-12 від 28.02.91. *ВВР* 16 (1991) ст. 201.
5. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident. Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International* 117 (2018) 250.
6. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
7. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments*. IAEA-TRS-472 (Vienna, 2010) 194 p.
8. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
9. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186(1) (2018) 101.
10. Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, Е.И. Жебровская. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге (К.: ВПОЛ, 2001) 160 с.
11. *Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження*. СОУ 74.14-37-424:2006 (К.: Мінагрополітики України, 2006) 12 с.
12. *ASTM E181-10. Standard Test Methods for Detector Calibration and Analysis of Radionuclides* (ASTM, 2010) 21 p.
13. Ф.И. Павлоцкая. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов. *Журнал аналитической химии* 52(2) (1997) 126.
14. Ю.В. Хомутинин. Оптимизация пробоотбора при оценке плотности радиоактивных выпадений. *Зб. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж.* 1(9) (2003) 145.
15. Ю.В. Хомутинін, С.Є. Левчук, В.В. Павлюченко. Оптимізація відбору проб ґрунту при картуванні щільності радіоактивних випадіннь. *Вісн. Житомир. нац. агроєколог. ун-ту* 1(55) (2016) 74.
16. Ю.В. Хомутинин. Статистические характеристики коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения и минимально необходимое число сопряженных проб для их достоверной оценки. *Зб. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж.* 3(11) (2003) 95.
17. Ю.В. Хомутинин и др. Картографирование радиоактивного загрязнения территории с пятнистой структурой. *Проблеми чорнобильської зони відчуження* 19 (2018) 58.
18. В.В. Демьянов, Е.А. Савельева. *Геостатистика: теория и практика*. Под ред. Р.В. Арутюняна (Москва: Наука, 2010) 327 с.
19. T. Hengl, G.B.M. Heuvelink, D.G. Rossiter. About regression-kriging: from equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33(10) (2007) 1301.
20. ГН.6.6.1.1-130-2006. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Наказ МОЗ України від 03.05.2006 № 256. Зареєст. Мінюст України 17.07.2006 р. за № 845/12719.
21. *Recommendations on Establishing of Regulatory Limits on the Radioactive Contamination of Foodstuffs, Agricultural and Forestry Products* (Vienna, 2015) 72 p.
22. Л.М. Отрешко, С.Є. Левчук, Л.В. Йощенко. Вміст ^{90}Sr в зерні на паливних слідах чорнобильських радіоактивних випадіннь. *Ядерна фізика та енергетика* 15(2) (2014) 171.
23. В.А. Кашпаров и др. Загрязнение сельскохозяйственной продукции ^{90}Sr в Украине в отдаленный период после Чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиоэкология.* 53(6) (2013) 639.

Ю. В. Хомутинин*, В. А. Кашпаров, Н. М. Лазарев, С. Е. Левчук, В. П. Процак, В. В. Павлюченко

*Український науково-дослідницький інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природопольовання України, Київ, Україна*

*Ответственный автор: khomutinin@gmail.com

КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ ДЛЯ ВОЗВРАТА ИХ В ХОЗЯЙСТВЕННОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ

На основе вероятностного описания загрязнения радионуклидами сельскохозяйственных угодий и продукции изложен подход обоснования возможности их возвращения в хозяйственное использование. Предложенный подход позволяет оценить не только медиану удельной активности радионуклидов в урожае растений, но и вероятность превышения установленных гигиенических нормативов. Он был успешно апробирован на примере сельскохозяйственных угодий второй зоны радиоактивного загрязнения в Народицком районе Житомирской области и Полеском районе Киевской области.

Ключевые слова: ^{137}Cs , ^{90}Sr , почва, растения, радиоактивное загрязнение, Чернобыльская авария.

Yu. V. Khomutinin*, V. O. Kashparov, M. M. Lazarev, S. E. Levchuk, V. P. Protsak, V. V. Pavliuchenko

*Ukrainian Institute of Agricultural Radiology,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

*Corresponding author: khomutinin@gmail.com

MAPPING OF RADIONUCLIDE-CONTAMINATED AGRICULTURAL LAND TO MAKE THEM AVAILABLE FOR USE

A probabilistic approach on description of radionuclide contamination of agricultural land as well as crops grown on the land was suggested. The approach can be used to substantiate the possibility to make available the land for agricultural use. The approach allows to assess not only the average value of the activity concentration of radionuclides in crop, but also the probability of exceeding permissible levels. Method was successfully tested in the fields, which are allocated to the second zone of radioactive contamination. These fields are located in Narodichy district of Zhytomyr region and Polisskyi district of Kyiv region.

Keywords: ^{137}Cs , ^{90}Sr , soil, plants, radioactive contamination, Chernobyl accident.

REFERENCES

1. *Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future*. National Report of Ukraine (Kyiv: KIM, 2011) 328 p.
2. *Radiological status of the territories assigned to the zones of radioactive contamination*. Ed. V.I. Holosha (Kyiv: Veta, 2008) 54 p. (Ukr)
3. On the legal regime of the territories that have been exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl disaster. Law of Ukraine. Enacted by Resolution of the Verkhovna Rada No. 795-12 of 2/28/91. *Visnyk Verkhovnoyi Rady* 16 (1991) Art. 199. (Ukr)
4. On the status and social protection of citizens affected by the Chernobyl disaster. Law of Ukraine. Enacted by Resolution of the Verkhovna Rada No. 797-12 of 2/28/91. *Visnyk Verkhovnoyi Rady* 16 (1991) Art. 201. (Ukr)
5. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident. Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International* 117 (2018) 250.
6. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
7. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments*. IAEA-TRS-472 (Vienna, 2010) 194 p.
8. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
9. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186(1) (2018) 101.
10. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, E.I. Zhebrovskaya. *Optimization of Sampling and Measurement of Samples During Radioecological Monitoring* (Kyiv: VIPOL, 2001) 160 p. (Rus)
11. *Soil quality. Determination of the agricultural lands contamination density by the technogenic origin radionuclides*. Standard of Organization of Ukraine 74.14-37-424:2006 (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 12 p. (Ukr)
12. *ASTM E181-10. Standard Test Methods for Detector Calibration and Analysis of Radionuclides* (ASTM, 2010) 21 p.
13. F.I. Pavlotskaya. Basic principles of radiochemical analysis of environmental objects and methods for determination of strontium radionuclides and transu-

- ranic elements. *Zhurnal Analiticheskoy Khimii* 52(2) (1997) 126. (Rus)
14. Yu.V. Khomutinin. Optimization of sampling for assessment of contamination density by local territory radionuclides. *Zbirnyk Naukovykh Prats' Instytutu Yadernykh Doslidzhen' (Scientific Papers of the Institute for Nuclear Research)* 1(9) (2003) 145. (Rus)
 15. Yu.V. Homutinin, S.E. Levchuk, V.V. Pavlyuchenko. Optimization of soil sampling in the mapping of radioactive fallout density. *Visnyk Zhytomyr's'koho Natsional'noho Ahroekolohichnoho Universytetu* 1(55) (2016) 74. (Ukr)
 16. Yu.V. Khomutinin. Statistical characteristics of radionuclides soil-to-plant transfer factors and minimal necessary amount of the coupled samples for their reliable estimation. *Zbirnyk Naukovykh Prats' Instytutu Yadernykh Doslidzhen' (Scientific Papers of the Institute for Nuclear Research)* 3(11) (2003) 95. (Rus)
 17. Yu.V. Khomutinin et al. Mapping of radioactive contamination of the area with spotty structure. *Problemy Chornobyl's'koyi Zony Vidchuzhennya (Problems of Chernobyl Exclusion Zone)* 19 (2018) 58. (Rus)
 18. V.V. Demyanov, E.A. Savelyeva. *Geostatistics: Theory and Practice*. Ed. R.V. Arutyunyan (Moskva: Nauka, 2010) 327 p. (Rus)
 19. T. Hengl, G.B.M. Heuvelink, D.G. Rossiter. About regression-kriging: from equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33(10) (2007) 1301.
 20. HS.6.6.1.1-130-2006. State Hygiene Standards. Acceptable levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in food and drinking water. Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 256. dated 03.05.2006. Registered by the Ministry of Justice of Ukraine on July 17, 2006 No. 845/12719. (Ukr)
 21. *Recommendations on Establishing of Regulatory Limits on the Radioactive Contamination of Foodstuffs, Agricultural and Forestry Products* (Vienna, 2015) 72 p.
 22. L.N. Otreshko, S. E. Levchuk, L. V. Yoschenko. Concentration of ^{90}Sr in grain on fuel traces of the Chernobyl radioactive fallout. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 15(2) (2014) 171. (Ukr)
 23. V.A. Kashparov et al. Pollution of agricultural products with ^{90}Sr in Ukraine in the remote period after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya*. 53(6) (2013) 639. (Rus)

Надійшла 23.04.2019

Received 23.04.2019