

С. Левчук\*, В. Кашпаров, В. Морозова, В. Павлюченко

*Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології  
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна*\*Відповідальний автор: [levchuk.s@nubip.edu.ua](mailto:levchuk.s@nubip.edu.ua)**ВИКОРИСТАННЯ СТАБІЛЬНИХ Cs ТА Sr ДЛЯ ОЦІНКИ КОЕФІЦІЄНТІВ НАКОПИЧЕННЯ ЇХ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ У РОСЛИННОСТІ**

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у рослинності є основними параметрами для моделювання переносу радіонуклідів у навколишньому середовищі та для оцінки ризику для людей і живої природи. Однак для багатьох комбінацій ґрунтових умов, видів рослин (продукції) та радіонуклідів така інформація обмежена. При відсутності інформації щодо радіоактивних ізотопів досить поширеним підходом є використання коефіцієнтів накопичення їх стабільних елементів. Постає питання правомірності такого підходу. Для вирішення цього питання було проведено роботи по встановленню зв'язку між коефіцієнтами накопичення радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ) та їх стабільних ізотопів. Дослідженням охоплено домінуючі типи ґрунтів Українського Полісся та основні культури, які на них вирощуються. Показано, що коефіцієнти накопичення стабільних цезію та стронцію, розраховані за їх валовим вмістом у ґрунті, значно нижчі відповідних коефіцієнтів для їх радіоактивних ізотопів і не можуть бути використані для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Використання таких оцінок може призвести до суттєвого заниження коефіцієнтів накопичення радіонуклідів, оцінок радіоактивного забруднення продуктів харчування, а відповідно і доз опромінення людини. Установлено, що за відсутності інформації щодо біологічної доступності  $^{90}\text{Sr}$  коефіцієнти накопичення стабільного стронцію для продуктивних органів рослин, розраховані для обмінної або кислото-розчинної фракції цього елемента в ґрунті, можуть бути використані для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення радіостронцію. Для консервативної оцінки рекомендується використовувати коефіцієнти накопичення обмінної фракції стабільного стронцію.

*Ключові слова:* коефіцієнт накопичення, рослини, цезій, стронцій.

**1. Вступ**

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у рослинності (відношення питомого вмісту ізотопу в рослині до їх питомого вмісту в ґрунті) є ключовими вхідними даними для моделювання переносу радіонуклідів у навколишньому середовищі та для оцінки ризику опромінення людей і дикої природи [1, 2]. Однак для багатьох комбінацій ґрунтових умов, видів рослин (продукції) та радіонуклідів така інформація обмежена. Стає все більш поширеним використання коефіцієнтів накопичення стабільних елементів у випадках, коли дані щодо їх радіоактивних ізотопів відсутні або обмежені [3 - 6]. Такий підхід ґрунтується на припущенні, що стабільні елементи та їх радіоізотопи мають однакові фізико-хімічні властивості. Постає питання правомірності такого підходу, оскільки масові концентрації та фізико-хімічні властивості знаходження стабільних та радіоактивних ізотопів у навколишньому середовищі можуть сильно відрізнятися.

Параметри переносу стабільних елементів використовуються, коли відсутні дані щодо радіонуклідів, наприклад, якщо необхідно визначити значення параметрів переносу в зонах низького радіонуклідного забруднення, де концентрації

радіонуклідів у харчових продуктах або дикій природі знаходяться за межами виявлення [7]. Дослідження в цьому напрямку показують, що надходження  $^{137}\text{Cs}$  і стабільного цезію в рослини характеризується хорошою кореляцією, але має відмінності [8 - 12]. Зазвичай коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  були в кілька разів вищими, ніж для стабільного  $^{133}\text{Cs}$ , незважаючи на досить довгий час знаходження  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті. Стабільний цезій, в основному, утримується в первинних і глинистих мінералах, тому коефіцієнт його накопичення рослинами може бути нижчим, ніж у  $^{137}\text{Cs}$ , який має техногенне походження.

Даних щодо порівняння надходження у рослини у польових умовах стабільного  $^{88}\text{Sr}$  та його радіоактивного ізотопу  $^{90}\text{Sr}$  значно менше і це пов'язано з низькими рівнями забруднення навколишнього середовища цим радіонуклідом. Так, як і для цезію, коефіцієнти накопичення  $^{90}\text{Sr}$  в різно трав'я, для випадків різного віку, типу та в різних кліматичних умовах, були в кілька разів вищими від таких для стабільного стронцію [9].

Слід зважати, що всі дослідження стосувалися валових концентрацій стабільних елементів, які включали форми цих елементів, що входять до складу мінералів, і априорі, не можуть бути до-

ступними рослинам. У техногенних радіоактивних ізотопах цих елементів такі форми відсутні. Радіонукліди надходять до навколишнього середовища у складі розчинних аерозолів, рідше паливних частинок, що з часом руйнуються в ґрунті під впливом природних факторів [13]. Під час наземних ядерних вибухів можуть утворюватися малорозчинні «гарячі» частинки. Хоча дані, отримані на Семіпалатинському полігоні, не показали відмінностей у поведінці цих елементів у ланці «ґрунт - рослина» від такої у Європі [9].

Метою даної роботи було встановлення зв'язку між коефіцієнтами накопичення радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ) та їх стабільних ізотопів, а також оцінка можливості використання певних форм стабільних цезію та стронцію у ґрунті як проксі для радіонуклідів при визначанні параметрів надходження останніх з ґрунту в рослини. Таку роботу можливо провести тільки при рівнях радіонуклідного забруднення ґрунту, які дають можливість достовірно визначити питому активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в рослинницькій продукції. Такі рівні забруднення сформувалися після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у північно-західній частині України, до якої входять Київська, Житомирська та Рівненська області. Для того, щоб оцінити кореляцію між надходженням стабільних цезію, стронцію та їх радіоактивних ізотопів у рослини впродовж 2019 - 2021 рр. у цих областях було проведено експериментальні роботи. Ці роботи включали відбір спряжених проб ґрунту та рослинності з подальшим визначанням концентрацій (активності) цих елементів (їхніх форм) і подальшим аналізом отриманої інформації.

## 2. Матеріали і методи дослідження

### 2.1. Мережа відбору проб

Для того, щоб визначити яка фракція (екстракція) стабільних елементів цезію та стронцію в ґрунті найкраще характеризує коефіцієнти накопичення їх радіоактивних ізотопів необхідно, щоб радіонуклідне забруднення ґрунту та рослин було на рівні кількісного визначення. Тому для проведення досліджень було вибрано ділянки з рівнями радіоактивного забруднення, що дають змогу визначати радіонукліди як у ґрунті, так і в рослинах. Саме тому відбір проб проводився в Київській, Житомирській, Хмельницькій та Рівненській областях. Для виконання поставлених завдань на цих ділянках проведено відбір спряжених проб ґрунту та сільськогосподарської продукції. У відібраних пробах визначено питому активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , а також концентрацію їх стабільних ізотопів. Загалом було відібрано 44 пари проб ґрунт-зерно ранніх зернових культур, 14 пар ґрунт-солома, 10 пар проб ґрунт-трав'яниста рослинність та 10 пар ґрунт-картопля, 24 пари проб

ґрунт-зерно кукурудзи та 6 пар ґрунт-зерно сої. Моніторингом охоплено 7 типів ґрунтів.

### 2.2. Відбір і підготовка проб до аналізів

Величина забруднення радіонуклідами, ґрунтові характеристики територій, що використовуються у виробництві сільгоспродукції, можуть значно відрізнятись в межах певного сільськогосподарського угіддя, тому для достовірної оцінки потоків радіонуклідів у ланці ґрунт-продукція в експериментальних роботах використовувався метод спряжених проб. При проведенні робіт використовували стандартизовані методи відбору проб [14, 15] ґрунту та зерна [16]. Проби ґрунту відбирали на орних сільськогосподарських угіддях за допомогою циліндричного пробовідбірника діаметром 37 мм методом конверту (5 уколів) на ріллі, на глибину орного шару 20 см, що гарантувало відносну похибку визначення середнього вмісту ізотопів менше, ніж 30 % [17]. У випадку значного ущільнення ґрунту проби відбирали за допомогою заступу. На цих же угіддях у районі відбору ґрунту відбирали і проби сільськогосподарської рослинності [18]. На луках проби ґрунту відбирали на глибину 10 см за допомогою цього ж пробовідбірника.

Проби ґрунту висушували при температурі 105 °С, просіювали через сито (діаметр 1 мм) і ретельно гомогенізували. Зерно вилущували з відібраних зразків висушеного колосся, качанів, стручків вручну. Потім проби зерна перемелювали в лабораторному млині і проводили вимірювання вмісту  $^{137}\text{Cs}$  на гамма-спектрометрі. Після проведення вимірювань проби озольовали для подальшого радіохімічного визначання  $^{90}\text{Sr}$  та стабільних ізотопів цезію та стронцію методом мас-спектрометрії (NexION 2000, Perkin Elmer, USA).

### 2.3. Хімічні реактиви

Для підготовки зразків і проведення аналізів використовували концентровані кислоти  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$  та  $\text{H}_2\text{O}_2$  високого ступеню очищення класу EMSURE® (Merck, Germany). Для приготування розчинів кислот та інших хімічних реактивів використовували воду першого класу чистоти (ДСТУ ISO 3696:2003) з питомим опором на рівні 18,2 МОм·см. Для підготовки води використовували лабораторну систему очищення Direct-Q® (Merck Millipore, France). Для калібрування ICP-MS використовували моноелементні стандартні розчини цезію, стронцію та індію (Perkin Elmer, USA).

#### 2.4. Визначання активності радіонуклідів

Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів у попередньо підготовлених пробах визначали на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію “GEM-30185” фірми “EG & ORTEC” США (енергетична роздільна здатність по лінії  $^{60}\text{Co}$  1,78 кеВ, ефективність реєстрації відносно NaI 30 %). Вимірювання проводили в поліетиленових судинах Марінеллі об’ємом 1000 см<sup>3</sup>. Калібрування спектрометра здійснювали з використанням сертифікованих еталонних матеріалів відповідно до вимог стандартизованого методу [19].

Вміст  $^{90}\text{Sr}$  в пробах визначали після його радіохімічного виділення за активністю його дочірнього радіонукліда  $^{90}\text{Y}$  [20]. Вимірювання активності рівноважного  $^{90}\text{Y}$  проводили на бета-спектрометрі СЕБ-01 (АКП, Україна).

Питому активність радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та концентрацію їх стабільних ізотопів у зерні та ґрунті розраховували на абсолютно-суху масу.

Для визначення кількісних параметрів залежності переходу радіонуклідів з ґрунтів у рослини використовували коефіцієнт накопичення ( $F_v$ ) – відношення масової питомої активності радіонукліда, Бк·кг<sup>-1</sup> (концентрації стабільного ізотопу, мг(мкг)·кг<sup>-1</sup>) у рослинах до його масової питомої активності, Бк·кг<sup>-1</sup> (концентрації стабільного ізотопу, мг(мкг)·кг<sup>-1</sup>) у ґрунті, на якому ці рослини вирощено.

#### 2.5. Визначання концентрації стабільних $^{133}\text{Cs}$ і $^{88}\text{Sr}$

Вимірювання концентрації  $^{133}\text{Cs}$  та  $^{88}\text{Sr}$  у підготовлених зразках проводили на мас-спектрометрі з індуктивно-зв’язаною плазмою (ICP-MS) NexION 2000 B (PerkinElmer, USA).

##### 2.5.1. Екстрагування цезію та стронцію з проб ґрунту та рослинності для визначання їх концентрації

*Рослинні проби.* З перемелених проб зерна, які використовували для визначання вмісту радіонуклідів, відбирали у порцелянові стакани аліквоту масою близько 1 г (трикратна повторюваність). Зразки зерна озолювали в муфельній печі в два етапи: спочатку при температурі 250 °С впродовж 2 год, а потім при температурі 450 °С до постійної маси золи. Після озолення в кожний стакан додавали 15 мл 2 % азотної кислоти ( $\text{HNO}_3$ ) і проби нагрівали на електричній плитці протягом 20 хв при температурі 90 °С для розчинення солей. Після нагрівання проби відфільтровували крізь 0,45 мкм шприцевий мембранний фільтр і переносили в 50 мл пластикову пробірку. Стакан

тричі ополіскували 2 %  $\text{HNO}_3$ . Масу розчину проби у пробірці записували для врахування розведення. Зазвичай використовувалося відношення  $m/V = 50$ .

*Проби ґрунту. Ацетатна екстракція.* Аліквоту проби ґрунту масою 5 г поміщали в пластикову 50 мл пробірку з кришкою і додавали 50 мл 1 М розчину ацетату амонію (рН 7). Суспензію перемішували з використанням орбітального перемішувача протягом 2 год при кімнатній температурі, витримували протягом 22 год і розчин відфільтровували крізь фільтр 0,45 мкм у зважені пробірки такого ж об’єму.

*Кислотна екстракція.* Аліквоту проби ґрунту масою 50 г поміщали в порцеляновий 150 мл тигель і озолювали при температурі 450 °С протягом 12 год. Після вистигання в ексикаторі проби зважували для визначання втрат органічної речовини при озоленні. Після цього пробу переносили в склянку, додавали 250 мл 6 М  $\text{HNO}_3$  і пробу перемішували при нагріванні суспензії до кипіння впродовж 1 год. Після екстрагування проби залишали на ніч для відстоювання. На наступний день суспензію відфільтровували крізь паперовий фільтр «синя стрічка» з промиванням ґрунту ультрачистою водою до повного вимивання кислоти (контроль рН індикаторною смужкою). Розчин переносили в чисту склянку і зважували. Після цього відбирали аліквоту для мас-спектрометрії та аліквоту для визначання концентрації активності радіоцезію гамма-спектрометричним методом. Аліквоту для мас-спектрометрії поміщали в 50 мл склянку і випарювали до мокрих солей на електричній плитці у витяжній шафі. Потім у склянку додавали 10 мл розчину 2 %  $\text{HNO}_3$  і розчин переносили в пластикову 50 мл пробірку. Стакан ополіскували три рази 5 мл розчину 2 %  $\text{HNO}_3$ . Масу розчину проби у пробірці записували для врахування розведення.

*Повне розкладання.* Для повного розкладання проб ґрунту використовували програмовану мікрохвильову піч потужністю 1800 Вт Ethos Up (Milestones, USA) з ротором на 15 тефлонових ємностей, розрахованих на температуру 220 °С і тиск 90 бар. Зразок проби ґрунту масою близько 10 г поміщали в порцеляновий 150 мл тигель і озолювали в муфельній печі при температурі 450 °С протягом 12 год. Після вистигання в ексикаторі проби зважували для визначання втрат органічної речовини при озоленні. Після цього із зразка відбирали приблизно 0,3 г аліквоти і переносили в тефлоновий 100 мл стакан (зважується на аналітичних вагах до 4-го знака). Розчинення проводили в суміші концентрованих кислот (3 мл  $\text{HNO}_3$ , 3 мл  $\text{HCl}$ , 3 мл  $\text{HF}$  і 1 мл  $\text{H}_2\text{O}$ ) протягом 30 хв. Після розчинення для нейтралізації  $\text{HF}$  у

розчини додавали по 24 мл 5 % борної кислоти і цикл розкладання повторювався. Після охолодження розчини фільтрували крізь 0,45 мкм фільтр і використовували для визначання концентрації хімічних елементів з використанням ICP-MS.

### 3. Результати і обговорення

Дослідженням були охоплені продуктивні органи основних сільськогосподарських культур, а саме: зернові (жито, пшениця), кукурудза, соя, картопля і природне різнотрав'я. Пасовищна рослинність була включена до цього переліку оскільки є критичною ланкою радіонуклідного забруднення продукції тваринництва. За час, що пройшов після аварії на ЧАЕС, радіологічна ситуація стабілізувалася [21], практично вся сільськогосподарська продукція відповідає вимогам національних допустимих рівнів [22]. Винятком є північні райони Рівненської області, де в кількох селах спостерігається перевищення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у молоці корів [23].

Рівні забруднення сільськогосподарської продукції  $^{90}\text{Sr}$  значно нижчі порівняно з  $^{137}\text{Cs}$ , незважаючи на більшу біологічну доступність першого. Це пов'язано зі значно нижчими рівнями забруднення ґрунтів  $^{90}\text{Sr}$ . Основна частина цього радіонукліда спричинила забруднення ближньої зони аварії [24]. За межами зони відчуження підвищені рівні забруднення  $^{90}\text{Sr}$  спостерігаються тільки у зерні зернових культур, які вирощені у північній частині Вишгородського району [25].

Надходження радіонуклідів у рослини залежить від багатьох факторів, включаючи хімічні властивості радіонуклідів, фізіологічні властивості рослин та властивості ґрунтів. Відмінності в коефіцієнтах накопичення радіонуклідів для різних типів ґрунтів можуть сягати одного-двох порядків величин [26]. Для отримання інформації щодо біологічної доступності ізотопів цезію та стронцію в різних ґрунтових умовах спостереженнями були охоплені шість типів ґрунтів: дерново-підзолисті різного механічного складу, сірі лісові, лучно-чорноземні, чорноземи типові, торф'яно-болотні, лучні. Оскільки переважаючими ґрунтами на найбільш радіоактивно забрудненій території України є дерново-підзолисті ґрунти, то саме вони склали основну групу.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах змінювалась у досить широкому діапазоні від 10 до 3200 Бк·кг<sup>-1</sup>. Максимальні значення були отримані на сільськогосподарському угідді поблизу с. Христинівка (Народицька ОТГ), а мінімальні – у Хмельницькій області. Забруднення ґрунту мережі досліджень  $^{90}\text{Sr}$  було в межах 2 - 100 Бк·кг<sup>-1</sup>. Максимально за-

брудненими цим радіонуклідом були угіддя, розташовані на південному сліду чорнобильських радіоактивних випадіннь [19]. У південному напрямку паливний слід простягається на 120 - 150 км. Це призводить до підвищення абсолютних рівнів забруднення ґрунтів  $^{90}\text{Sr}$  у районах, прилеглих до південної частини чорнобильської зони відчуження. Саме в цих районах (північна частина Вишгородського району) отримано основні дані щодо надходження  $^{90}\text{Sr}$  в рослини. Також проби відбирали на півдні Київської області (Богуславський та Таращанський райони), де присутні плями забруднення цим радіонуклідом. Забруднення ґрунту в цих районах було на рівні 20 - 40 Бк·кг<sup>-1</sup>. У західному та південно-західному напрямках (Житомирська, Рівненська, Хмельницька області) забруднення території  $^{90}\text{Sr}$  значною мірою зумовлене глобальними випадіннями цього радіонукліда. На сьогодні для території України, де проводилися дослідження, рівні глобальних випадіннь варіюють у межах 200 - 900 Бк·м<sup>-2</sup> (приблизно 1 - 3 Бк/кг) [27].

Концентрація  $^{133}\text{Cs}$  в досліджених ґрунтах України змінювалась в межах одного порядку величин від 0,5 мг·кг<sup>-1</sup> в органогенних ґрунтах до 4,4 мг·кг<sup>-1</sup> в чорноземах. Загалом, у ґрунтах світу концентрація стабільного цезію коливається в межах від 0,3 до 25 мг·кг<sup>-1</sup> [28]. Концентрація стронцію була значно вищою і змінювалась в цьому ряду від 16 мг·кг<sup>-1</sup> до 140 мг·кг<sup>-1</sup>. Це значно нижче кларкової концентрації цього елемента в земній корі – 340 мг·кг<sup>-1</sup>. Середній вміст стабільного стронцію в незабруднених ґрунтах світу коливається від 18 мг·кг<sup>-1</sup> до 3500 мг·кг<sup>-1</sup> [29]. Низькі концентрації цих елементів у ґрунтах Полісся визначаються льодовиковими відкладами, на яких вони сформувалися. Найбільші значення концентрацій цезію та стронцію характерні для ґрунтів, які сформувалися на магматичних породах.

Проведені експериментальні роботи показали, що основна частина стабільних цезію та стронцію в обстежених ґрунтах є недоступною для рослин і може входити до складу різних ґрунтових мінералів або бути незворотно абсорбованою глинистими мінералами. Обмінну фракцію елементів у ґрунті, яка є легко доступною для кореневого поглинання зазвичай визначають екстракцією 1 М  $\text{NH}_4\text{OAc}$  [30]. Середнє геометричне (GM) значення ( $n = 80$ ) обмінної фракції стабільного цезію становило 0,5 % при стандартному геометричному відхиленні (GSD) 2,2. Максимальні значення спостерігалися для торфувато-болотних ґрунтів (5 %), мінімальні – для чорноземів (0,1 %). Іонообмінна форма радіоцезію в цій роботі не визначалася через низьку концентрацію активності цього радіонукліда в більшості відібраних проб

грунту (100 - 200 Бк·кг<sup>-1</sup>). Достовірно визначити активність радіоцезію в іонообмінній фракції практично неможливо. Середнє значення обмінної фракції стабільного стронцію у ґрунтах значно вище (GM = 13,3 %; GSD = 1,7) порівняно із цезієм, чим і визначається його біологічна доступність для рослин. Максимальні значення спостерігалися на піщаних ґрунтах з низьким вмістом обмінного кальцію (до 40 %).

Також у роботі визначалися вміст у ґрунтах кислото-розчинних фракцій стабільних ізотопів цезію та стронцію. Ця фракція включає в себе водорозчинні, обмінні форми та форми, що асоціюються з органічною речовиною ґрунту. Така екстракція використовується при радіохімічному визначанні активності <sup>90</sup>Sr та інших техногенних альфа- та бета-випромінюючих радіонуклідів і при цьому вони екстрагуються з проби ґрунту повністю (за винятком випадків, коли випадіння представлені деякими видами «гарячих» частинок [31]). Загалом, у досліджених ґрунтах кислотно-розчинна фракція стабільного стронцію була приблизно в два рази більшою, ніж обмінна (GM = 26 %; GSD = 1,7). Максимальні значення спостерігалися для органогенних ґрунтів. Для частини проб у кислото-розчинній фракції разом із концентрацією стабільного цезію визначалася концентрація активності його радіоактивного ізотопу <sup>137</sup>Cs. Активність радіонукліда визначалася гамма-спектрометричним методом у зразках ґрунту перед кислотним екстрагуванням та у твердому залишку цих же зразків після екстрагування. Проведені вимірювання показали, що у середньому для 10 проб ґрунту перейшло у розчин 80 % радіоцезію (діапазон 70 - 80 %). Це в два рази більше, ніж стабільного цезію. Очевидно, це підтвердження того, що джерела походження цих двох ізотопів різні. Радіоцезій надійшов у ґрунт абсорбованим на поверхні аерозольних частинок або у складі паливних частинок (переважно ближня зона аварії). У ґрунті він

включається у процеси міграції, які включають також перерозподіл між фізико-хімічними формами, незворотну абсорбцію мінеральною частиною ґрунту (старіння). Загалом радіоцезій перебуває в ґрунтах відносно короткий проміжок часу порівняно з його стабільним ізотопом, і, очевидно, що такої рівноваги з ґрунтовым комплексом, як у <sup>133</sup>Cs, для нього не досягнуто. У випадку досягнення такої рівноваги розподіл між фізико-хімічними формами був би однаковим для обох ізотопів, але така ситуація практично неможлива, оскільки частина стабільних ізотопів входить до складу мінералів.

Концентрації активності радіонуклідів у пробах сільськогосподарської продукції загалом були на досить низькому рівні. Перевищення ДР-2006 за вмістом <sup>90</sup>Sr спостерігалось тільки у зерні зернових культур у північній частині Вишгородського району, недалеко від межі зони відчуження. Максимальні значення сягали 58 Бк·кг<sup>-1</sup> (діапазон 1 - 58 Бк·кг<sup>-1</sup>) при допустимому рівні 20 Бк/кг. Зерно, в якому спостерігалися перевищення нормативів, вирощено на піщаних ґрунтах з низьким вмістом обмінного кальцію. Вміст <sup>90</sup>Sr у зерні, вирощеного на чорноземних ґрунтах на півдні Київської області, при однаковому рівні радіонуклідного забруднення ґрунту, становив 1 Бк/кг. Перевищення ДР-2006 за вмістом <sup>90</sup>Sr в іншій продукції не спостерігалось. Забруднення сільськогосподарської продукції <sup>137</sup>Cs змінювалося в межах від 0,5 до 125 Бк·кг<sup>-1</sup>. Максимальне значення було отримано для зерна кукурудзи, вирощеного на угідді поблизу с. Христинівка (Коростенський район). Це угіддя характеризується найвищим рівнем забруднення з-поміж усіх, досліджених у даній роботі.

Отримані дані щодо радіонуклідного забруднення ґрунтів та вирощених на них рослин були використані для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення. Узагальнену інформацію по коефіцієнтах накопичення <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs наведено у таблиці.

**Коефіцієнти накопичення радіонуклідів рослинами на суху масу, (Бк·кг<sup>-1</sup>)/(Бк·кг<sup>-1</sup>).  
Дані отримано в 2019 - 2021 рр.**

Культура	Ґрунти	N	Mean <sup>1</sup>	STD <sup>2</sup>	Мін.	Макс.
<sup>137</sup> Cs						
Пшениця, жито (зерно)	дерново-підзолисті	20	0,033	0,029	0,004	0,046
	чорноземи	2	0,005	0,001	0,005	0,006
	торф'яно-болотні	2	0,047	0,012	0,038	0,055
Кукурудза (зерно)	дерново-підзолисті	18	0,022	0,018	0,006	0,076
	лучні	2	0,039	0,001	0,039	0,039
Картопля (бульби)	дерново-підзолисті	2	0,009	0,002	0,008	0,011
	торф'яно- болотні	2	0,053	0,031	0,032	0,075
Суміш природних трав	дерново-підзолисті	10	0,41	0,22	0,14	0,80
	торф'яно- болотні, лучні	8	1,85	0,84	0,70	3,20
	сірі лісові	2	0,05	0,03	0,02	0,07
	чорноземи	2	0,07	0,01	0,06	0,08

Культура	Ґрунти	N	Mean <sup>1</sup>	STD <sup>2</sup>	Мін.	Макс.
<sup>90</sup> Sr						
Пшениця, жито (зерно)	дерново-підзолисті	20	0,80	0,62	0,28	2,80
	чорноземні	2	0,13	0,14	0,03	0,22
	торф'яно-болотні	2	0,74	0,48	0,40	1,10
Жито (солома)	дерново-підзолисті	5	3,4	1,4	2,1	5,1
Кукурудза (зерно)	дерново-підзолисті	9	0,033	0,014	0,019	0,051
Соя (зерно)	дерново-підзолисті	2	1,5	0,9	0,7	2,5
Суміш природних трав	дерново-підзолисті	2	3,4	0,2	3,3	3,5
	лучні	3	0,40	0,09	0,33	0,50
	сірі лісові	1	1,50	0,50 <sup>3</sup>	–	–
	чорноземи	2	0,45	0,07	0,40	0,50

Примітка. 1 – середнє арифметичне; 2 – стандартне відхилення; 3 – невизначеність ( $p = 0,95$ ).

Для оцінки коефіцієнтів накопичення стабільних ізотопів цезію та стронцію були визначені їх концентрації в сільськогосподарській продукції та різнотрав'ї. Концентрація <sup>133</sup>Cs в зерні жита та пшениці змінювалася в межах 0,9 - 17,9 мкг·кг<sup>-1</sup>. Для зерна кукурудзи цей діапазон був дещо вужчий – 2 - 15,4 мкг·кг<sup>-1</sup>. Відмінності в накопиченні цього елемента можуть бути пов'язані з властивостями ґрунтів, оскільки кукурудза вирощувалася тільки на дерново-підзолистих ґрунтах, а зерновими культурами, крім цього типу ґрунту, охоплені лучно-чорноземні та сірі опідзолені. Концентрація стабільного цезію в пробах зерна сої, вирощеної на дерново-підзолистих ґрунтах різного механічного складу, варіювала в межах 14 - 24 мкг·кг<sup>-1</sup>. Концентрація <sup>133</sup>Cs у бульбах картоплі, залежно від умов вирощування, змінювалася від 3 до 13 мкг·кг<sup>-1</sup>. Слід зазначити, що даний елемент краще накопичується вегетативними органами рослин. Концентрація цезію у луговому різнотрав'ї у відібраних пробах була в діапазоні 24 - 290 мкг·кг<sup>-1</sup>. Відмінності в накопиченні різними культурами (органами) цього мікроелементу пов'язані з особливостями їх живлення. Іони калію є важливою складовою живлення рослин у той час, як функція цезію у живленні рослин невідома [32]. Поглинання цезію клітинами рослин відбувається через молекулярні механізми, відповідальні за транспортування калію та кальцію. Загалом накопичення стабільного цезію продуктивними органами рослин зменшується в ряду трави > соя > картопля > зернові > кукурудза.

Концентрація стабільного стронцію в пробах зерна була значно вищою, ніж цезію (на три порядки величини), що очевидно визначається як фізіологічними властивостями рослин, так і значно більшою концентрацією стронцію у ґрунті. Концентрація стронцію в зерні жита та пшениці змінювалася в межах 1,2 - 8,1 мкг·кг<sup>-1</sup>. Концентрація стронцію в зерні кукурудзи була дещо нижчою

0,2 - 3,4 мкг·кг<sup>-1</sup>, що пояснюється фізіологічними особливостями цієї культури по накопиченню кальцію. Середнє значення концентрації кальцію у пробах зерна кукурудзи було 94 мкг·кг<sup>-1</sup>, а така величина для зерна пшениці і жита становила 440 мкг·кг<sup>-1</sup>. Зерно сої характеризується найбільшим накопиченням цього елемента – 6,3 - 22,8 мкг·кг<sup>-1</sup>. Концентрація стронцію в пробах природного різнотрав'я змінювалася в тому ж діапазоні, що і в зерні сої.

Проведений аналіз залежності накопичення ізотопів стронцію в зерні жита та пшениці показав наявність обернено пропорційної залежності коефіцієнтів накопичення цього елемента від вмісту в ґрунті обмінного кальцію (рис. 1). Причому, обернено пропорційний вид залежності для коефіцієнтів накопичення <sup>90</sup>Sr близький до залежності для коефіцієнтів накопичення стабільного стронцію, розрахованих для обмінних фракцій цього елемента в ґрунті. Залежність коефіцієнтів накопичення радіоактивного стронцію близька до такої, встановленої нами раніше на великому масиві експериментальної інформації [33].

Отримані результати дають можливість порівняти коефіцієнти накопичення радіоактивних ізотопів цезію та стронцію з коефіцієнтами стабільних ізотопів, які визначалися для обмінних, кислото-розчинних їх фракцій у ґрунті та валової концентрації. Оскільки ізотопи одного хімічного елемента мають ідентичні хімічні властивості слід очікувати сильного лінійного кореляційного зв'язку між коефіцієнтами радіонуклідів та їх стабільних ізотопів. В ідеальному випадку коефіцієнт нахилу кореляційної прямої між коефіцієнтами накопичення радіонуклідів та їх стабільних ізотопів, розрахованими за їх валовою концентрацією у ґрунті, має дорівнювати одиниці. Однак основна відмінність між радіонуклідами і їх стабільними ізотопами полягає в їхньому походженні. Радіонукліди мають штучне походження і потрапили в ґрунт з аварійними

викидами кілька десятиліть тому, а стабільні ізотопи мають природне походження і потрапили в ґрунт з материнських порід у процесі ґрунтоутво-

рення. Значна частина стабільних ізотопів цезію та стронцію знаходиться в ґрунтах у складі мінералів і є недоступною для засвоєння рослинами.

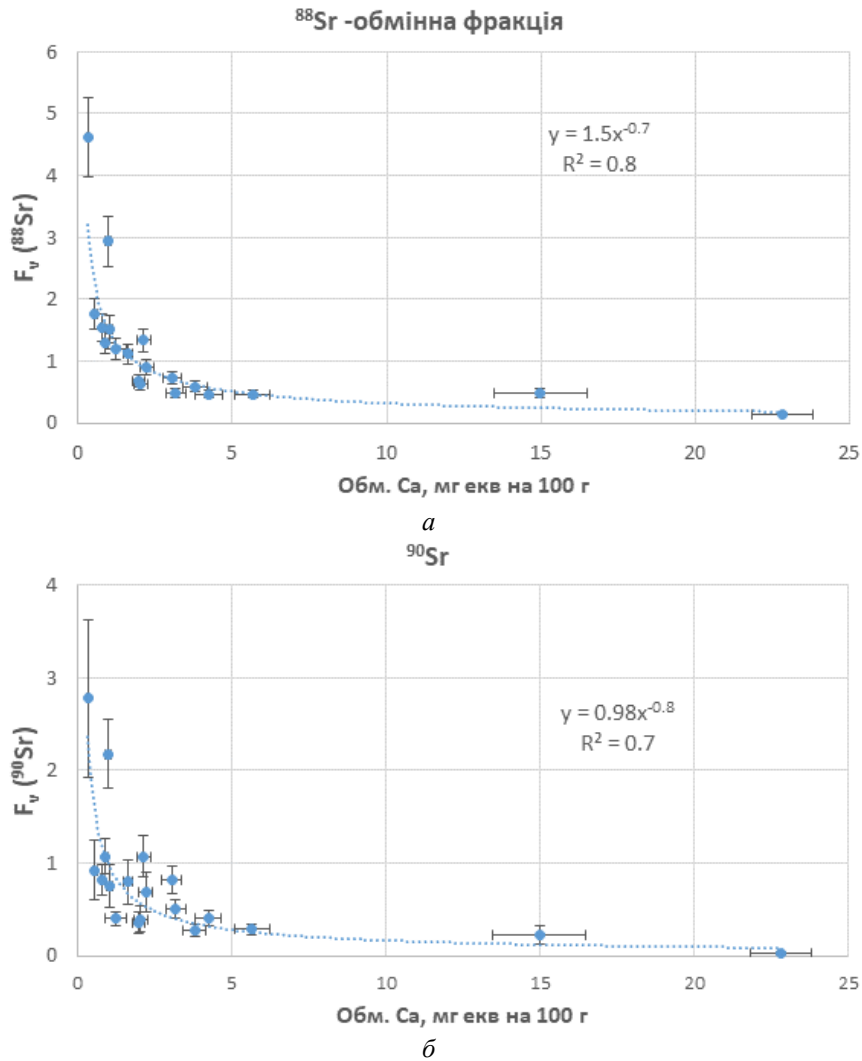


Рис. 1. Залежності коефіцієнтів накопичення стабільного (а) та радіоактивного (б) ізотопів стронцію у зерні жита та пшениці від концентрації обмінного кальцію в ґрунті. Коефіцієнти накопичення стабільного стронцію розраховано для його обмінної фракції в ґрунті. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Проведений аналіз показав наявність позитивної кореляції між коефіцієнтами накопичення радіоцезію та коефіцієнтами накопичення стабільного цезію у продуктивні органи сільськогосподарських культур, розрахованими для різних форм цього стабільного елемента в ґрунті (рис. 2). Лінійний зв'язок між коефіцієнтами накопичення радіоцезію та коефіцієнтами накопичення стабільного цезію, розрахованими за концентрацією його обмінних форм, характеризується коефіцієнтом нахилу, який менший за одиницю (див. рис. 2, б). Це означає, що коефіцієнти накопичення обмінних форм цезію значно більші від таких для радіоактивного ізотопу. Очевидно, якби для розрахунку коефіцієнтів накопичення <sup>137</sup>Cs використовували концентрації активності в ґрунті його обмінних форм, коефіцієнт нахилу був би

близьким до одиниці. Більш тісна кореляція ( $R^2 = 0,74$ ) спостерігається для коефіцієнтів накопичення стабільного цезію, розрахованих за концентрацією його кислото-розчинних форм у ґрунті (див. рис. 2, б). Залежність описується лінійною функцією, що проходить через початок координат з коефіцієнтом нахилу 2,5, тобто коефіцієнти накопичення <sup>137</sup>Cs у 2,5 раза вище коефіцієнтів <sup>133</sup>Cs, розрахованих для кислото-розчинної форми. Коефіцієнти накопичення стабільного цезію (валова концентрація) також значно нижче таких для його радіоактивного ізотопу (див. рис. 2, б). Співвідношення  $F_v(^{137}\text{Cs})/F_v(^{133}\text{Cs})$  оцінюється як 5,6 і загалом добре узгоджується з даними інших авторів [6, 7, 9]. Це свідчить про те, що радіоактивний цезій не досяг рівноважного стану в ґрунті.



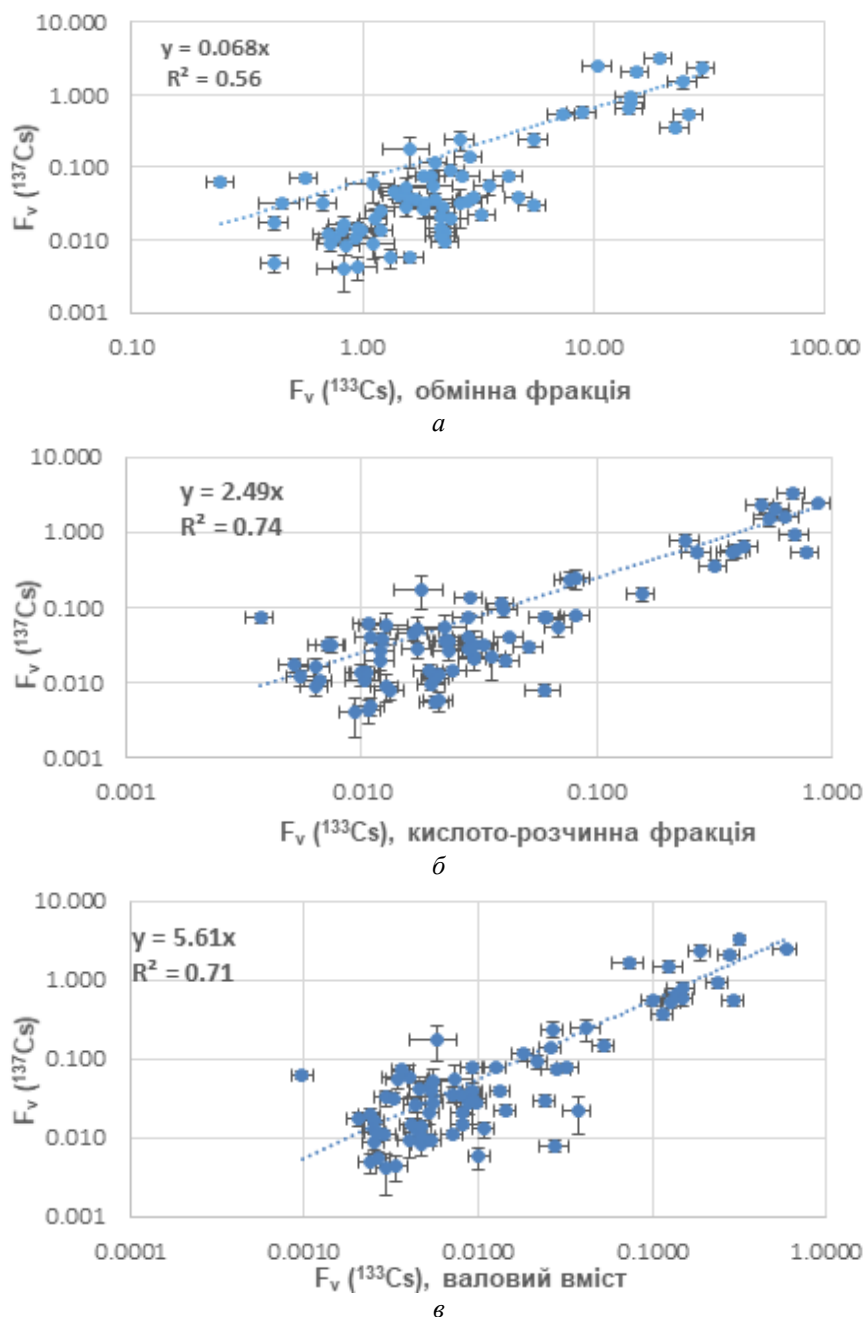


Рис. 2. Залежності коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у продуктивні органи сільськогосподарських культур (жито, пшениця, кукурудза, соя, картопля) і різнотрав'я від коефіцієнтів накопичення стабільного  $^{133}\text{Cs}$ , розрахованих для: *a* – обмінної фракції; *б* – кислото-розчинної фракції; *в* – валової концентрації. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Експериментальні результати показали сильний кореляційний зв'язок між накопиченням  $^{90}\text{Sr}$  і його стабільного ізотопу  $^{88}\text{Sr}$  рослинами (рис. 3). Цей зв'язок дещо сильніший, ніж для ізотопів цезію, що може бути пов'язано з більшими невизначеностями, що виникають при вимірюванні концентрації (активності) останніх. Найбільш тісна кореляція ( $R^2 = 0,79$ ) спостерігається між коефіцієнтами накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і коефіцієнтами накопичення його стабільного ізотопу  $^{88}\text{Sr}$ , розрахованими за концентрацією його обмінних форм у ґрунті (див. рис. 3, *a*). Коефіцієнт нахилу кореляційної прямої 0,7, тобто коефіцієнти накопичення

обмінної фракції стабільного стронцію незначно перевищують коефіцієнти радіоізоотопу. Коефіцієнти накопичення кислото-розчинної фракції  $^{88}\text{Sr}$ , навпаки, дещо менше таких для  $^{90}\text{Sr}$  (див. рис. 3, *б*). Як і для ізотопів цезію, коефіцієнти накопичення валового стабільного стронцію значно нижчі від коефіцієнтів його радіоактивного ізотопу (див. рис. 3, *в*). Значна частина стабільного стронцію є недоступною для рослин. Співвідношення  $F_v(^{90}\text{Sr})/F_v(^{88}\text{Sr})$  оцінюється як 5,5, що значно перевищує величину такого співвідношення, отриманого для трави у чорнобильській зоні відчуження [11].



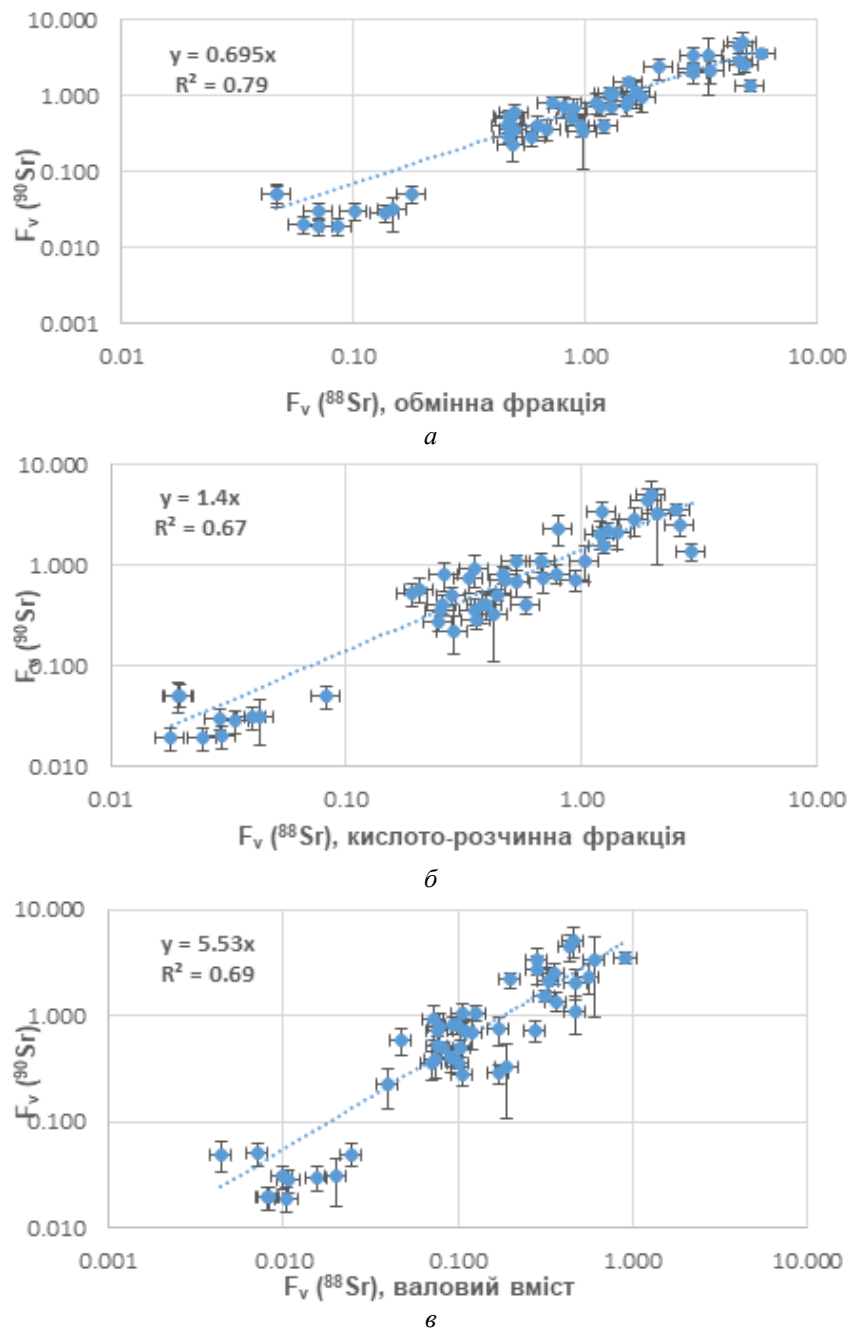


Рис. 3. Залежності коефіцієнтів накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у продуктивні органи сільськогосподарських культур (жито, пшениця, кукурудза, соя, картопля) і різноотрав'я від коефіцієнтів накопичення стабільного  $^{88}\text{Sr}$ , розрахованих для: а – обмінної фракції; б – кислото-розчинної фракції; в – валової концентрації. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Загалом інформація щодо коефіцієнтів накопичення стабільного стронцію в літературі вкрай обмежена. Результати характеризують накопичення ізотопів стронцію різними рослинами в різних ґрунтових умовах і дають змогу припустити можливість використання коефіцієнтів накопичення стабільного стронцію, розрахованих як за кислото-розчинними, так і за мобільними формами цього елемента в ґрунті, для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення радіостронцію. Для консервативних оцінок рекомендується використовувати коефіцієнти накопичення обмінних форм стронцію.

#### 4. Висновки

Проведений у рамках роботи моніторинг радіоактивного забруднення продукції рослинництва показав, що концентрації активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  загалом були на досить низькому рівні і не перевищували гігієнічні нормативи [17]. Винятком було зерно зернових культур, вирощене у північно-західній частині Вишгородського району на межі із зоною відчуження, де близько 90 % проб за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  перевищувало допустимі рівні для продовольчого зерна (за домінуючого вкладу  $^{90}\text{Sr}$ ).

Аналіз отриманих результатів показав, що коефіцієнти накопичення стабільних цезію та стронцію, розраховані за валовим вмістом цих елементів у ґрунті, не можуть бути використані для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення їх радіоізоотопів. Використання їх може призвести до суттєвого заниження коефіцієнтів накопичення радіонуклідів, радіоактивного забруднення продуктів харчування, а, відповідно, і доз опромінення людини.

За відсутності інформації щодо біологічної доступності  $^{90}\text{Sr}$  коефіцієнти накопичення стабільного стронцію для продуктивних органів рослин, розраховані для обмінної або кислото-розчинної фракцій цього елемента в ґрунті, можуть

бути використані для оцінки відповідних коефіцієнтів накопичення радіостронцію. Для консервативної оцінки рекомендується використовувати коефіцієнти накопичення обмінної фракції стабільного стронцію. Отримані результати стосуються радіонуклідів, які досить довгий період часу знаходяться в ґрунті (більше 35 років).

Робота виконана за підтримки Національного університету біоресурсів і природокористування України, Міністерства освіти і науки України (проект № 110/12-пр-2020) та Міжнародного агентства з атомної енергії (CRP D15019, контракт № 23653).

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

1. 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.
2. E. Kashparova et al. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *J. Environ. Radioact.* 211 (2020) 105731.
3. IAEA-TECDOC-1616. *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments* (Vienna: IAEA, 2009) 622 p.
4. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Technical Reports Series No. 472 (Vienna: IAEA, 2010) 208 p.
5. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife*. Technical Reports Series No. 479 (Vienna: IAEA, 2014) 228 p.
6. H. Thørring et al. *Tjøtta – ICRP Reference Site in Norway*. Summary report for the TRAP project. StrålevernRapport 2016:9 (Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2016) 154 p.
7. J. Guillén et al. Transfer of radionuclides and stable elements to foodstuffs in Mediterranean ecosystems. *J. Environ. Radioact.* 223–224 (2020) 106379.
8. S. Uchida, K. Tagami. Soil-to-plant transfer factors of fallout  $^{137}\text{Cs}$  and native  $^{133}\text{Cs}$  in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 273 (2007) 205.
9. C.L. Barnett et al. Transfer parameters for ICRP reference animals and plants collected from a forest ecosystem. *Radiat. Environ. Biophys.* 53 (2014) 125.
10. C.L. Barnett et al. Element and radionuclide concentrations in soils and wildlife from forests in north-eastern England with a focus on species representative of the ICRP's Reference Animals and Plants. *Earth Syst. Sci. Data* 12 (2020) 3021.
11. N.A. Beresford et al. Radionuclide transfer to wildlife at a 'Reference site' in the Chernobyl Exclusion Zone and resultant radiation exposures. *J. Environ. Radioact.* 211 (2020) 105661.
12. J. Guillén et al. Can stable elements (Cs and Sr) be used as proxies for the estimation of radionuclide soil-plant transfer factors? *Environmental Pollution* 299 (2022) 118897.
13. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *J. Environ. Radioact.* 208-209 (2019) 106025.
14. Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю. СОУ 74.14-37-425:2006 (Київ: Міністерство аграрної політики України, 2006) 15 с. / Soil quality. Methods of soil sampling for radiation control. Standard of Organization of Ukraine 74.14-37-425:2006 (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 15 p. (Ukr)
15. СОУ 74.14-37-424:2006. Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження (Київ: Міністерство аграрної політики України, 2006) 12 с. / Standard of Organization of Ukraine 74.14-37-424:2006. Soil quality. Determination of the terrestrial density of contamination of agricultural land with technogenic radionuclides (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 12 p. (Ukr)
16. Якість продукції рослинництва. Методи відбору проб для радіаційного контролю. СОУ 01.1-37-426:2006 (Київ: Міністерство аграрної політики України, 2006) 19 с. / The quality of crop production. Sampling methods for radiation control. Standard of Organization of Ukraine 01.1-37-426:2006 (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 19 p. (Ukr)
17. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *J. Environ. Radioact.* 222 (2020) 106344.
18. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Vegetation sampling. *J. Environ. Radioact.* 233 (2021) 106605.
19. ASTM E181-10 Standard Test Methods for Detector Calibration and Analysis of Radionuclides (ASTM International, 2010) 10 p.

20. Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 5: Measurement of strontium 90. ISO 18589-5:2009 (International ISO Standard, 2009).
21. В.О. Кашпаров та ін. Зонування територій радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. *Ядерна фізика та енергетика* 23(3) (2022) 182. / V.O. Kashparov et al. Zoning of radioactively contaminated territories after the Chernobyl accident. *Nucl. Phys. At. Energy* 23(3) (2022) 182. (Ukr)
22. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у продуктах харчування та питній воді. ГН 6.6.1.1-130-2006 (Київ: Міністерство охорони здоров'я України, 2006). / State Hygiene Standards. Permissible levels of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr radionuclides in food and drinking water. Hygiene Standard 6.6.1.1-130-2006 (Kyiv: Ministry of Health of Ukraine, 2006).
23. С.Є. Левчук, М.М. Лазарєв, В.В. Павлюченко. Сучасний стан із забрудненням <sup>137</sup>Cs молока корів у північних регіонах України. *Ядерна фізика та енергетика* 17(1) (2016) 99. / S.E. Levchuk, M.M. Lazarev, V.V. Pavliuchenko. Current state of <sup>137</sup>Cs contamination of cow milk in the northern regions of Ukraine. *Nucl. Phys. At. Energy* 17(1) (2016) 69. (Ukr)
24. V.A. Kashparov et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment* 317(1-3) (2003) 105.
25. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. *Environment International* 146 (2021) 106282.
26. IAEA, STI/PUB/1239. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience*. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Radiological Assessment Reports Series (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006) 180 p.
27. Atlas. Ukraine. Radioactive contamination (Kyiv: Intelligence Systems GEO, 2014) 46 p.
28. J.T. Smith, N.A. Beresford. *Chernobyl – Catastrophe and Consequences* (Berlin, Heidelberg, Springer, 2005) 310 p.
29. A. Kabata-Pendias. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd edn. (Boca Raton: CRC Press, 2000) 403 p.
30. M.L. Jackson. *Soil Chemical Analysis: Advanced Course: a Manual of Methods Useful for Instruction and Research in Soil Chemistry, Physical Chemistry of Soils, Soil Fertility, and Soil Genesis* (UW-Madison Libraries Parallel Press, 2005) 930 p.
31. V.A. Kashparov et al. Kinetics of fuel particle weathering and <sup>90</sup>Sr mobility in the Chernobyl 30-km exclusion zone. *Health Physics* 76(3) (1999) 251.
32. H. Marschner. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd edn. (London: Academic Press, 1995) 889 p.
33. В.О. Кашпаров та ін. Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції <sup>90</sup>Sr. Вісник аграрної науки. Спецвипуск, 2001. / V.O. Kashparov et al. Comprehensive monitoring of contamination of agricultural products with <sup>90</sup>Sr. Bulletin of Agricultural Science. Special issue, 2001. (Ukr)

**S. Levchuk\*, V. Kashparov, V. Morozova, V. Pavliuchenko**

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

\*Corresponding author: [levchuk.s@nubip.edu.ua](mailto:levchuk.s@nubip.edu.ua)

#### **THE USE OF STABLE Cs AND Sr AS PROXIES FOR THE ESTIMATION OF RADIONUCLIDE SOIL-PLANT TRANSFER FACTORS**

Transfer factors are key inputs for modelling the transport of radionuclides in the environment and for assessment of risk to humans and wildlife. However, for many combinations of soil conditions, plant species (products), and radionuclides, such information is limited. The use of the transfer factors of stable elements in the absence of information on their radioactive isotopes is quite common. The question of the legality of such an approach arises. For this purpose, work was carried out to establish the relationship between the accumulation coefficients of radionuclides (<sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr) and their stable isotopes. The research covered the dominant soil types of the Ukrainian Polissia and the main crops. It is shown that the transfer factors of stable cesium and strontium, calculated from their total content in the soil, are significantly lower than the corresponding coefficients for their radioactive isotopes and cannot be used to estimate the corresponding transfer factors of radioisotopes. The use of such estimates can lead to a significant underestimation of the transfer factors of radionuclides and, accordingly, human exposure doses. In the absence of information on the bioavailability of <sup>90</sup>Sr, the transfer factors of stable strontium for productive organs of plants, calculated for the exchangeable or acid-soluble fractions of the element in soil, can be used to estimate the corresponding transfer factors of radiostrontium. For a conservative estimate, it is recommended to use the transfer factors of the exchangeable fraction of stable strontium.

*Keywords:* transfer factor, plants, cesium, strontium.

Надійшла / Received 24.10.2024