

ВПЛИВ НОРМ УДОБРЕННЯ НА АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ ПІД КУЛЬТУРАМИ 5-ПІЛЬНОЇ СІВОЗМІНИ

Р.П. Паламарчук¹, І.М. Городиська², І.В. Безноско²

¹Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України» (м. Київ, Україна)
e-mail: prp777@ukr.net; ORCID: 0000-0002-5965-1305

²Інститут агроєкології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)
e-mail: anni0479@gmail.com; ORCID: 0000-0002-1580-3450
e-mail: beznoskoirina@gmail.com; ORCID: 0000-0002-2217-5165

Дослідження проведено на дерново-підзолистому ґрунті у стаціонарному досліді, закладеному в 2015 р. (с. Христинівка Народицького р-ну Житомирської обл.), територія якого відноситься до 2-ї зони радіоактивного забруднення. Технологія вирощування сільськогосподарських культур у досліді загальноприйнята і рекомендована для зони проведення досліджень. На передбачених схемою досліджень варіантах застосовували хімічні засоби захисту рослин для вирощування конкурентоспроможної товарної продукції. Результати досліджень, проведених у стаціонарному польовому досліді впродовж 2015–2019 рр., переконливо свідчать про те, що внесення доломітового борошна в дозі 5 т/га, внесення перегною великої рогатої худоби у дозі 8 т/га у 2014 р. та використані норми удобрення під сільськогосподарські культури 5-пільної зерно-просапної сівозміни (овес – люпин – тритикале яре – буряки кормові – кукурудза на зерно) в період виконання досліджень і фактор сівозміни мали позитивний ефект на зниження щільності забруднення дерново-підзолистого ґрунту цезієм-137 та стронцієм-90. Зокрема за 1-ї норми добрив щільність ¹³⁷Cs була найнижчою і становила 881,6–916,1 кБк/м² залежно від досліджуваних культур сівозміни, тоді як щільність ⁹⁰Sr за такої самої норми добрив була на рівні від 15,8 до 17,0 кБк/м² за більшої концентрації радіонуклідів на контролі. Вміст рухомих форм свинцю у дерново-підзолистому ґрунті знаходився в межах від 0,75 до 0,86 мг/кг, кадмію від 0,028 до 0,046 мг/кг ґрунту за більшого накопичення цих елементів у посівах кукурудзи, тоді як вміст рухомих форм ртуті сягав від 0,0027 до 0,0034 мг/кг за найменшого нагромадження під посівами кукурудзи в 5-пільній сівозміні — 0,0028–0,0032 мг/кг ґрунту.

Ключові слова: радіонукліди, важкі метали, інтенсифікація, агроценоз, екологічна безпека, землеробство.

ВСТУП

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції спричинила масштабні екологічні, соціальні та економічні наслідки, зокрема негативно вплинула й на агропромисловий комплекс України. За своїми масштабами і рівнем радіоекологічної небезпеки аварія не має аналогів в історії людства. Радіоактивному забрудненню піддалася понад 145 тис. км² території України, а щільність забруднення радіонуклідами ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у низці регіонів перевищує порогові рівні — 37 кБк/м² [1; 2].

За офіційними даними Міністерства аграрної політики та продовольства Украї-

ни, площі сільськогосподарських угідь із щільністю забруднення ¹³⁷Cs понад 185 кБк/м² становили 126,1 тис. га, з яких близько 100 тис. га перевищували рівень забруднення 5 Кі/км², що є критичним для ведення сільського господарства.

Загалом до зон радіоактивного забруднення було віднесено території 74 адміністративних районів у межах 12 областей. Станом на сьогодні на цих територіях проживає близько 2,2 млн осіб, з яких понад 1,6 млн — у зоні посиленого радіоекологічного контролю. Відповідно до чинного законодавства України, сільськогосподарські угіддя, рівень забруднення яких перевищує 555 кБк/м² (¹³⁷Cs, що еквівалентно

15 Кі/км²), підлягають виведенню з активного землекористування як такі, що становлять потенційну загрозу для продовольчої безпеки та здоров'я населення [3; 4].

Найбільшого радіоекологічного навантаження внаслідок Чорнобильської аварії зазнала поліська природно-географічна зона України, зокрема територія Житомирської обл. Радіоактивному забрудненню на Житомирщині було піддано понад 617 тис. га сільськогосподарських угідь, з яких 438 тис. га становила рілля. Найвищі концентрації радіонуклідів, зокрема ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr, були зафіксовані у північних адміністративних районах області — Народицькому, Овруцькому, а також у частині Лугинського й Коростенського р-нів [5; 6].

У межах 30-кілометрової зони від Чорнобильської АЕС, яка характеризується критичним рівнем радіоактивного забруднення, з господарського обігу було вилучено 57 тис. га сільськогосподарських угідь. Із цієї площі рілля становила 32,9 тис. га, а присадибні ділянки — близько 2,2 тис. га. Крім того, на територіях із посиленням режимом радіаційного контролю, що охоплюють Житомирську та Київську обл., було вилучено з активного землекористування загалом 180 тис. га сільськогосподарських земель, зокрема 135,2 тис. га ріллі.

Ці показники свідчать про істотні втрати аграрного потенціалу регіону, зниження продуктивності земельних ресурсів та необхідність впровадження спеціальних заходів радіоекологічного моніторингу й відновлювального землекористування.

У сучасних умовах надзвичайно важливого значення набуває комплексний підхід до оцінки агроєкологічного стану земель сільськогосподарського призначення, які з різних причин — зокрема внаслідок радіоактивного чи хімічного забруднення — були вилучені з активного землекористування. Така оцінка є необхідною передумовою для розроблення науково обґрунтованих рекомендацій щодо безпечного, екологічно доцільного повернення цих земель у сільськогосподарське використання [3; 4; 7; 8].

У цьому контексті особливо актуальним постає дослідження впливу різних норм удобрення сільськогосподарських культур у короткочасній сівозміні на динаміку забруднення ґрунту та продукції рослинництва політантами в умовах Полісся України. Встановлення екологічної доцільності таких агротехнологій сприятиме формуванню ефективної стратегії землекористування на радіоактивно забруднених територіях, а також підвищенню екологічної безпеки агроєкосистем регіону.

Метою досліджень є встановлення впливу норм удобрення на агроєкологічний стан дерново-підзолистого ґрунту під культурами 5-пільної зерно-просапної сівозміни.

АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

В умовах сьогодення виняткового значення набуває постійний моніторинг рівня забруднення сільськогосподарської продукції радіонуклідами. З огляду на те, що вирощена продукція у різних формах надходить до харчового ланцюга людини. Найбільшу радіоекологічну небезпеку становлять «довгоживучі» радіоізотопи, зокрема цезій-137 (¹³⁷Cs) та стронцій-90 (⁹⁰Sr), які характеризуються високою біологічною доступністю та активною участю у процесах трофічної міграції.

Науково доведено відомими вченими (О. Фурдичко, Г. Чоботько, Л. Райчук, Л. Романчук та ін.), що радіонукліди з тривалим періодом напіврозпаду, потрапивши в агроєкосистему, з часом неминуче потрапляють в організм людини через харчові продукти, питну воду та інші складові довкілля. У зв'язку з цим особливої уваги заслуговують питання збереження здоров'я населення та забезпечення радіологічної безпеки сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях.

Після випадіння радіоактивних речовин на ґрунт у межах зони відчуження та прилеглих до неї територій сформувався локальні «гарячі точки» з підвищеним умістом радіонуклідів. Найчастіше до таких ділянок належать заплави екосистем,

лісові пасовища, заболочені території та береги водойм. Встановлено, що випас великої рогатої худоби на таких територіях може зумовити 2–3-кратне збільшення концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах тваринництва порівняно з аналогічними показниками під час випасання на відкритих луках і пасовищах [3; 9–11].

Найбільше накопичення радіонуклідів у рослинній масі спостерігається на дерново-підзолистих ґрунтах, тоді як найменше — на чорноземах. Така закономірність зумовлена відмінностями у фізико-хімічних властивостях ґрунтів, зокрема вмістом органічної речовини, ємністю катіонного обміну, кислотністю та мінералогічним складом.

Низка відомих вчених (А. Малиновський, М. Дідух, Л. Романчук та ін.) вважає, що органічні речовини ґрунту відіграють значну роль у регуляції біологічної доступності радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs , для рослин. Наявність органічної речовини сприяє фіксації цезію у ґрунті, обмежуючи його рухливість та поглинання рослинами. Однак існує й альтернативна точка зору, згідно з якою підвищений вміст органічної речовини, особливо у слабо мінералізованих торфових ґрунтах, навпаки, сприяє підвищенню рухомості ^{137}Cs і його інтенсивнішому надходженню у трофічні ланцюги [3; 6; 12].

Хімічний склад дерново-підзолистих ґрунтів, зокрема низька ємність катіонного обміну та дефіцит мінеральних компонентів глинистої фракції, зумовлює слабе протікання процесів необмінного поглинання ^{137}Cs . У результаті радіонуклід характеризується високою міграційною здатністю й біологічною доступністю, що особливо виражено у дерново-підзолистих, органічних (торфово-болотних) та аналогічних їм за складом ґрунтах [13–15].

Забруднення ґрунтів сільськогосподарського призначення важкими металами є одним із ключових агроекологічних викликів для агропромислового комплексу України. До важких металів належать хімічні елементи з атомною масою понад 40 та густиною більше 5 г/см^3 , які мають

характерні металеві властивості. Вони є інертними до біологічного розщеплення, накопичуються у ґрунтах та біоценозах і проявляють високу токсичність навіть у малих концентраціях.

У природних умовах важкі метали можуть бути присутні в ґрунтах у вигляді мінеральних домішок. Однак підвищення їхньої концентрації, як правило, є результатом антропогенної діяльності — насамперед роботи металургійної, хімічної, цементної промисловості, транспорту, спалювання палива, нерационального внесення добрив та пестицидів. За останні десятиліття внаслідок індустріалізації й урбанізації спостерігається стрімке зростання вмісту важких металів у біосфері, атмосфері, гідросфері та, зокрема, у ґрунтовому покриві.

В умовах інтенсивного антропогенного навантаження надходження важких металів до агроecosистем часто перевищує її природні буферні можливості, що спричиняє накопичення токсичних елементів у орному шарі ґрунту. На думку Я. Чабанюка, І. Бровко, С. Мазур та ін., це не лише негативно впливає на фізіолого-біохімічні процеси у рослинах, але й знижує врожайність, погіршує якість сільськогосподарської продукції, підвищує ризик її токсичності для людини та тварин [16; 17].

Розподіл важких металів у ґрунтовому середовищі залежить від комплексу фізико-хімічних, біологічних і агротехнічних чинників. До основних чинників, що визначають поведінку важких металів у ґрунті, належать: гранулометричний склад, кислотно-лужна реакція (рН), вміст оксидів і гідроксидів заліза, марганцю та алюмінію, наявність карбонатів, особливості внесення мінеральних та органічних добрив, активність ґрунтової біоти, вміст органічної речовини, тип ґрунту, інтенсивність вертикальної міграції у профілі, специфіка хімічного елементу й форми його зв'язування у ґрунтовій фазі.

Одним із найважливіших регуляторів мобільності важких металів є органічна речовина ґрунту, зокрема гумінові й фульвокислоти. Вони утворюють стійкі комплекси з іонами металів, обмежуючи їхню

біодоступність. Ґрунти, багаті на гумус, здатні акумулювати значно більшу кількість важких металів порівняно з піщаними або слабогумусованими ґрунтами. Це пояснюється високою сорбційною ємністю органічної речовини, яка виконує роль буферного бар'єра між мобільною та фіксованою формами металів.

Водночас О. Tkachuk, V. Verhelis, D. Breus та О. Yevtushenko наголошують, що навіть незначні концентрації важких металів, які систематично надходять у ґрунт протягом тривалого періоду, можуть спричинити істотне накопичення цих елементів у ґрунтового профілі. З часом це призводить до хронічного токсичного навантаження на агроєкосистему, забруднення продукції рослинництва та погіршення якості ґрунтового покриття [18; 19].

Наслідки Чорнобильської аварії й досі залишаються надзвичайно актуальними для Поліського регіону України, зокрема у контексті радіоекологічного стану земель. Попри десятиліття, що минули після аварії, ризики радіоактивного забруднення природної та сільськогосподарської продукції зберігаються на високому рівні, особливо у зонах із підвищеним вмістом ^{137}Cs та ^{90}Sr . Це створює серйозні екологічні й продовольчі загрози, які потребують системного контролю.

Крім того, аграрне виробництво в Поліссі продовжує відігравати важливу роль у структурі регіональної економіки. Особливе занепокоєння викликає ситуація із використанням сільськогосподарських угідь, розташованих на забруднених територіях, де нерідко відбувається хаотичне, науково необґрунтоване і фактично безконтрольне залучення радіоактивно забруднених ґрунтів у землекористування. Така практика є потенційно небезпечною як для споживачів продукції, так і для довкілля загалом.

У віддалений післяаварійний період актуальним є завдання впровадження системи безпечного використання частини цих земель, зокрема з дерново-підзолистими ґрунтами, які найпоширеніші у північних районах України. Це передбачає розробку і застосування агротехнологічних заходів,

спрямованих на зниження біодоступності радіонуклідів, моніторинг вмісту забруднювачів у продукції та дотримання всіх існуючих екологічних норм. Рациональне повернення таких територій до сільськогосподарського обігу можливе лише за умов дотримання принципів радіоекологічної безпеки, наукового супроводу та державного контролю, що дасть можливість забезпечити виробництво якісної та безпечної продукції.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження з вивчення впливу норм удобрення та сівозмінного чинника на агроєкологічний стан дерново-підзолистого ґрунту, продуктивність, урожайність і якість отриманої продукції культур 5-пільної сівозміни проводили в стаціонарному досліді на території с. Христинівка Народицького р-ну Житомирської обл., яке відноситься до 2-ї зони радіоактивного забруднення, впродовж 2015–2019 рр.

Повторення досліді триразове. Розмір дослідної ділянки 28 м², облікової — 18 м². Розміщення ділянок систематичне.

Технологія вирощування сільськогосподарських культур у досліді загальноприйнята і рекомендована для зони проведення досліджень.

Сільськогосподарські культури вирощували в 5-пільній зерно-просапній сівозміні з таким чергуванням: овес – люпин – тритикале яре – буряки кормові – кукурудза на зерно за відповідних норм удобрення передбачених робочою програмою (без добрив (контроль), 1-ша норма та 2-га норма добрив). Розрахунок азотних добрив виконувався під кожну культуру на запланований врожай. Норма фосфорних добрив збільшена у 1,5 раза, а калійних добрив у 2 рази у 3-му варіанті. Застосування добрив мало на меті не лише агрономічну ефективність, а й вплив на міграцію радіонуклідів та важких металів у системі ґрунт–рослина.

Лабораторні дослідження ґрунтових зразків здійснювали відповідно до чинних ДСТУ та за загальноприйнятими методи-

ками, а саме: масову концентрацію рухомих форм важких металів атомно-абсорбційним методом згідно нормативних документів: (свинець — ДСТУ 4770.9:2007, кадмій — ДСТУ 4770.3:2007, ртуть — «Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах»). Ступінь забруднення ґрунтів ^{90}Sr виявляли згідно з «Методическими указаниями по определению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях». Ступінь забруднення ґрунтів ^{137}Cs визначали згідно з «Методики экстренного радиологического определения по гамма-излучению объемной и удельной активности радионуклидов цезия в воде, почве, продуктах питания, продуктах животноводства и растениеводства».

Математико-статистичну обробку результатів досліджень виконували на персональному комп'ютері з використанням пакетів прикладних програм типу Excel, Statistica, Sigma. Статистичну обробку отриманих у дослідженнях результатів здійснювали методом варіаційної статистики.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Зниження рівня радіоактивного забруднення ґрунтів є одним із ключових завдань для забезпечення екологічної безпеки сільськогосподарського виробництва в зонах із підвищеним радіаційним навантаженням. Ефективність агротехнічних заходів, зокрема застосування добрив, має значний вплив на мобільність і накопичення радіонуклідів у дерново-підзолистих ґрунтах, що дає можливість зменшити ризики потрапляння ^{137}Cs та ^{90}Sr у продукцію рослинництва.

За результатами наших досліджень у 2015–2019 рр. визначено, що внесення доломітового борошна в дозі 5 т/га, внесення перегною великої рогатої худоби у дозі 8 т/га у 2014 р. та застосування норми удобрення під сільськогосподарські культури 5-пільної зерно-просапної сівозміни в період проведення досліджень і фактор сівозміни мали позитивний ефект на зниження щільності забруднення дерново-під-

золистого ґрунту цезієм-137 та стронцієм-90. Так, щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у середньому за п'ять років досліджень була в межах від 881,6 до 1046,1 кБк/м² за більшої концентрації цього елемента на контрольних варіантах, що згідно ГДК перевищує допустиму концентрацію на 37–57%, або 1,6–1,9 разів (табл. 1).

Найнижчою щільність цезію-137 була за 1-ї норми добрив і становила 881,6–916,1 кБк/м², що на 32,3–48,3 кБк/м² менше, ніж за 2-ї норми добрив і на 130–131,2 кБк/м² менше, ніж на варіантах без внесення добрив (контроль). Це вказує на високу ефективність застосованих норм добрив, особливо 1-ї норми. Коефіцієнт варіації становив 6,2%. Середня концентрація ^{137}Cs по досліді загалом була на рівні 956,2 кБк/м².

З-поміж досліджуваних культур 5-пільної сівозміни найбільшою щільність забруднення цим елементом була під посівами вівса, а найменшою — під посівами кукурудзи.

Щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr у середньому за 2015–2019 рр. була в межах від 15,8 до 17,3 кБк/м² залежно від культур сівозміни та норм добрив за дещо вищих значень на контролі, що в 6–7 разів нижче згідно з ГДК, де гранично допустима концентрація становить 111 кБк/м². Досліджувані фактори позитивно впливали на щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr , про що свідчить незначне варіювання, де V становить 3,1%. Серед досліджуваних культур 5-пільної зерно-просапної сівозміни дещо більша концентрація стронцію-90 була під посівами вівса й люпину, найменшою — під посівами кукурудзи, де ці значення були в межах 15,8–15,9 кБк/м². Середня щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr по досліді загалом була на рівні 16,4 кБк/м² (див. табл. 1).

За результатами польових досліджень та отриманих даних лабораторних аналізів визначено, що вміст рухомих форм свинцю у дерново-підзолистому ґрунті, в середньому за 2015–2019 рр., знаходився на рівні від 0,75 до 0,86 мг/кг ґрунту за вищого його вмісту під посівами вівса й кукурудзи

Таблиця 1. Щільність забруднення ґрунту цезієм-137 та стронцієм-90, кБк/м² (с. Христинівка, Народицький р-н, Житомирська обл.), середнє за 2015–2019 рр.

Культура сівозміни	Удобрєння	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Овес	без добрив (контроль)	1046,1	17,2
	N ₇₀ P ₆₀ K ₆₀	916,1	16,4
	N ₇₀ P ₉₀ K ₁₂₀	946,3	16,3
Люпин	без добрив (контроль)	1012,8	16,6
	N ₃₀ P ₄₀ K ₅₀	896,4	17,0
	N ₃₀ P ₆₀ K ₁₀₀	929,9	16,8
Тритикале яре	без добрив (контроль)	1032,3	16,0
	N ₉₀ P ₆₀ K ₈₀	883,6	16,2
	N ₉₀ P ₉₀ K ₁₆₀	948,4	16,8
Буряки кормові	без добрив (контроль)	1039,9	17,3
	N ₁₂₀ P ₁₀₀ K ₁₆₀	897,7	15,8
	N ₁₂₀ P ₁₅₀ K ₃₂₀	945,7	16,1
Кукурудза	без добрив (контроль)	1024,2	15,9
	N ₁₂₀ P ₁₀₀ K ₈₀	881,6	15,8
	N ₁₂₀ P ₁₅₀ K ₁₆₀	941,3	15,8
ГДК		555	111
Середнє		956,2	16,4
S _x		15,3	0,13
V, %		6,2	3,1
S		59,4	0,52

5-пільної зерно-просапної сівозміни, де ці показники становили 0,80–0,83 і 0,78–0,86 мг/кг відповідно, що вказує на морфологічні особливості цих культур щодо нагромадження важких металів. Найменший вміст рухомих форм свинцю в ґрунті був під посівами буряків кормових і ці значення були на рівні 0,75–0,82 мг/кг, що на 4–13% менше, порівняно до інших досліджуваних культур сівозміни (табл. 2).

Аналізуючи норми добрив видно, що найефективнішою щодо зниження вмісту свинцю в ґрунті виявилася 1-ша норма під посівами вівса, люпину й тритикале ярого, тоді як під посівами буряків кормових і кукурудзи — 2-га норма, що свідчить про високу ефективність застосованих норм добрив. Середній вміст рухомих форм свинцю по сівозміні був на рівні 0,80 мг/кг

ґрунту (ГДК 6 мг/кг) за незначного варіювання, де V становив 3,9%.

Згідно з отриманими даними з'ясовано, що вміст рухомих форм кадмію у дерново-підзолистому ґрунті, в середньому за п'ять років досліджень, був у межах від 0,028 до 0,046 мг/кг за найвищого вмісту цього елементу під посівами тритикале ярого й кукурудзи 5-пільної зерно-просапної сівозміни, тоді як найменше накопичення кадмію було під посівами вівса, де вміст його становив 0,028–0,037 мг/кг. З-поміж досліджуваних норм добрив більш ефективною щодо зниження вмісту рухомих форм кадмію виявилася 2-га норма добрив, а найменше накопичення не залежно від досліджуваних чинників відбулося під посівами вівса на варіанті без внесення добрив (контроль) 0,028 мг/кг (див. табл. 2).

Таблиця 2. Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті, мг/кг, (с. Христинівка, Народицький р-н, Житомирська обл.), середнє за 2015–2019 рр.

Культура сівозміни	Удобрєння	Pb	Cd	Hg
Овес	без добрив (контроль)	0,80	0,028	0,0030
	N ₇₀ P ₆₀ K ₆₀	0,80	0,037	0,0032
	N ₇₀ P ₉₀ K ₁₂₀	0,83	0,032	0,0033
Люпин	без добрив (контроль)	0,78	0,038	0,0034
	N ₃₀ P ₄₀ K ₅₀	0,78	0,045	0,0031
	N ₃₀ P ₆₀ K ₁₀₀	0,81	0,044	0,0027
Тритикале яре	без добрив (контроль)	0,82	0,046	0,0032
	N ₉₀ P ₆₀ K ₈₀	0,76	0,041	0,0028
	N ₉₀ P ₉₀ K ₁₆₀	0,80	0,042	0,0031
Буряки кормові	без добрив (контроль)	0,82	0,042	0,0034
	N ₁₂₀ P ₁₀₀ K ₁₆₀	0,76	0,041	0,0033
	N ₁₂₀ P ₁₅₀ K ₃₂₀	0,75	0,041	0,0034
Кукурудза	без добрив (контроль)	0,86	0,045	0,0028
	N ₁₂₀ P ₁₀₀ K ₈₀	0,84	0,045	0,0029
	N ₁₂₀ P ₁₅₀ K ₁₆₀	0,78	0,036	0,0032
ГДК		6	0,7	
Середнє		0,80	0,040	0,0031
Sx		0,01	0,001	0,0001
V, %		3,9	13,0	7,3
S		0,03	0,005	0,0002

Середній вміст кадмію по сівозміні був на рівні 0,040 мг/кг ґрунту, ГДК становить 0,7 мг/кг, що вказує на високу ефективність досліджуваних чинників (фактор сівозміни, норм застосовуваних добрив, морфологічних особливостей сільськогосподарських культур) щодо зниження вмісту рухомих форм кадмію. Коефіцієнт варіації був 13,0%, що відповідає середньому рівню варіювання.

За результатами лабораторних аналізів визначено, що вміст рухомих форм ртуті у дерново-підзолистому ґрунті під досліджуваними культурами 5-пільної зерно-просапної сівозміни, в середньому за 2015–2019 рр., знаходився у межах від 0,0027 до 0,0034 мг/кг за найменшого нагромадження цього елемента під посівами кукурудзи — 0,0028–0,0032 мг/кг

ґрунту, тоді як найбільший вміст ртуті був під посівами буряків кормових — 0,0033–0,0034 мг/кг ґрунту відповідно. Досліджувані норми добрив мало впливали на вміст рухомих форм ртуті у ґрунті, що фіксує незначне варіювання, де коефіцієнт варіації становив 7,3%, а середнє значення вмісту цього елемента був на рівні 0,0031 мг/кг (див. табл. 2).

ВИСНОВКИ

У результаті проведених багаторічних досліджень встановлено, що застосування різних норм мінеральних добрив у поєднанні з органічними (перегній, доломитове борошно) істотно впливало на агрологічні показники дерново-підзолистого ґрунту під культурами зерно-просапної 5-пільної сівозміни. Отримані результати

свідчать про ефективність інтенсивної системи удобрення у збереженні родючості ґрунту та зменшенні радіоекологічного навантаження.

Щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs на початку досліджень значно перевищувала ГДК (до $1169,2 \text{ кБк/м}^2$), тоді як рівні ^{90}Sr залишалися у межах допустимих норм. Упродовж досліджень (2015–2019 рр.) виявлено стабільне зниження вмісту обох радіонуклідів, зокрема за застосування мінеральних добрив і вапна, де щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs в середньому за п'ять років досліджень була в межах від $881,6$ до $1046,1 \text{ кБк/м}^2$, ^{90}Sr — від $15,8$ до $17,3 \text{ кБк/м}^2$ за більшої концентрації цих

елементів на контрольних варіантах, що підтверджує ефективність запропонованої системи удобрення як одного з механізмів зниження радіоактивного навантаження на агроценози.

Уміст рухомих форм свинцю, кадмію та ртуті у ґрунті не перевищував гранично допустимих концентрацій ($\text{Pb} - 0,80 \text{ мг/кг}$, $\text{Cd} - 0,040 \text{ мг/кг}$, $\text{Hg} - 0,0031 \text{ мг/кг}$), що свідчить про екологічну безпечність агроценозу щодо токсичного навантаження. Водночас, враховуючи потенційне накопичення ВМ у випадку значної інтенсифікації виробництва, необхідним є подальший моніторинг їх вмісту.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кирильчук, А. М., & Паламарчук, Р. П. (2022). Динаміка вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтового покриві сільськогосподарських угідь Житомирської області. *Агроекологічний журнал*, 4, 84–92. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273254>.
2. Гудков, І. М., & Лазарев, М. М. (2018). Проблеми реабілітації та повернення до використання забруднених радіонуклідами ґрунтів. *Агрохімія і ґрунтознавство. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Спеціальний випуск*. Кн. 2. 83–91.
3. Малиновський, А. С., Дідух, М. І., & Романчук, Л. Д. (2005). *Радіологічна оцінка території безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС)*. Житомир: ДАУ.
4. Надточій, П. П., Ратошнюк, В. І., & Ратошнюк, І. Ю. та ін. (2020). *Агроекологічне обґрунтування способів обробітку дерново-підзолистого ґрунту та систем удобрення польових культур в зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся*. Житомир: Вид. ПП «Рута».
5. Мельник, В. В., Курбет, Т. В., & Швиденко, І. К. (2019). Накопичення ^{137}Cs у рослинах трав'яночагарникового ярусу в умовах вологих суборів Українського Полісся. *Агроекологічний журнал*, 1, 42–49. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2019.163250>.
6. Кашпаров, В. А. та ін. (2007). *Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком територій зони відчуження)*. Київ: Атака-Н.
7. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Закон України № 791а-ХІІ (2001). (Україна).
8. Надточій, П. П., Ратошнюк, В. І., & Ратошнюк, Т. М. (2021). Вплив добрив та обробітку на якісний стан дерново-підзолистого ґрунту та продуктивність польових культур сівозміни в умовах Житомирського Полісся. *Вісник аграрної науки*, 5(818), 5–15. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202105-01>.
9. Фурдичко, О. І. (2016). Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*, 1, 6–13.
10. Чоботько, Г. М., Райчук, Л. А., Швиденко, І. К., & Кучма, М. Д. (2020). Математична модель міграції ^{137}Cs в агроландшафтах Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*, 1, 12–18. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2020.201264>.
11. Romanchuk, L. D., Herasymchuk, L. O., & Lopatyuk, O. V. (2019). Quality of life of the population resident at the radioactively contaminated area in Zhytomyr Region. *Ukrainian Journal of Ecology*, 9(4), 478–485.
12. Романчук, Л. Д., Лопатюк, О. В., & Ковальова, С. П. (2019). Оцінка вмісту радіонукліду ^{137}Cs у продуктах харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Наукові горизонти*, 8(81), 82–86.
13. Мусич, О. Г., Ландін, В. П., Парфенюк, А. І., & Дем'янюк, О. С. (2018). Порушення екологічної рівноваги мікробіоценозу на радіаційно забруднених ґрунтах Полісся України. *Агроекологічний журнал*, 3, 70–77. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2018.148332>.
14. Мусич, О. Г., Ландін, В. П., & Райчук, Л. А. (2019). Акумуляція ^{137}Cs та ^{90}Sr у рослинах унаслідок техногенної катастрофи на ЧАЕС. *Агро-екологічний журнал*, 1, 124–130. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2019.163297>.
15. Krasnov, V., Ivaniuk, I., Zhukovskiy, O., Kurbet, T., & Orlov, O. (2022). Dynamics of ^{137}Cs accumulation by cranberry on sphagnum bogs of Polissia of Ukraine.

- Scientific Horizons*, 25(1), 68–75. DOI: [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(1\).2022.68-75](https://doi.org/10.48077/scihor.25(1).2022.68-75).
16. Чабанюк, Я. В., Бровко, І. С., Мазур, С. О., Тимошенко, В. В., & Никифорова, В. М. (2018). Біологічні властивості ґрунтів за дії агротехнічних чинників. *Агроекологічний журнал*, 1, 115–122. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2018.161415>.
17. Паламарчук, Р. П. (2018). Забруднення важкими металами дослідних ділянок Народицького району Житомирської області. *Охорона ґрунтів*. С. 100–101.
18. Breus, D., & Yevtushenko, O. (2022). Modeling of trace elements and heavy metals content in the Steppe soils of Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 23(8), 230–239. URL: <https://www.jeeng.net/Modeling-of-Trace-Elements-and-Heavy-Metals-Content-in-the-Steppe-Soils-of-Ukraine,144391,0,2.html>.
19. Tkachuk, O., & Verhelis, V. (2021). Intensity of soil pollution by toxic substances depending on the degree of its washout. *Scientific Horizons*, 24(3), 52–57. DOI: [https://doi.org/10.48077/scihor.24\(3\).2021.52-57](https://doi.org/10.48077/scihor.24(3).2021.52-57).

Стаття надійшла до редакції журналу 26.07.2025
