

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

**ПОГОДЖЕНО**  
Декан факультету  
захисту рослин, біотехнологій та  
екології

\_\_\_\_\_ Коломієць Ю.В.  
(підпис) (ПІБ)

« \_\_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2025 р.

**ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ**  
Завідувач кафедри  
загальної екології, радіобіології та  
безпеки життєдіяльності

\_\_\_\_\_ Клепко А.В.  
(підпис) (ПІБ)

« \_\_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2025 р.

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

на тему «Оцінка вертикального розподілу <sup>137</sup>Cs на лучних ґрунтах заплави р. Уж у  
віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС»

Спеціальність 101 Екологія  
(код і назва)

Освітня програма Екологічний контроль та аудит  
(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна  
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

**Гарант освітньої програми**

кандидат сільськогосподарських наук, доцент \_\_\_\_\_ Ладика М.М.  
(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

**Керівник магістерської кваліфікаційної роботи**

кандидат біологічних наук, доцент \_\_\_\_\_ Ілленко В.В.  
(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

**Виконав**

\_\_\_\_\_ Біленко В.О.  
(підпис) (ПІБ)

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

**ЗАТВЕРДЖУЮ**  
**Завідувач кафедри**  
загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

доктор біологічних наук, проф. Клепко А.В.  
(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (ПІБ)  
“ ” 20 року

**ЗАВДАННЯ**  
**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ ЗДОБУВАЧУ**  
Біленку Владиславу Олеговичу  
(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність 101 Екологія  
(код і назва)

Освітня програма Екологічний контроль та аудит  
(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна  
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: «Оцінка вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на  
лучних ґрунтах заплави р. Уж у віддалений період після аварії на Чорнобильській  
АЕС» затверджена наказом ректора НУБіП України від “ 5 ” листопада 2024 р.  
№ 1979 С

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2025.11.15  
(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури, проведення  
польових робіт, проведення камеральних робіт, вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках  
ґрунту, обробка та обговорення отриманих результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Проаналізувати сучасний стан вивчення радіонуклідного забруднення ґрунтів та лучних екосистем України;
2. Охарактеризувати особливості вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  відповідно до фізико-хімічних властивостей ґрунту;
3. Визначити методи дослідження активності  $^{137}\text{Cs}$  у лабораторних умовах (з акцентом на гамма-спектрометрію);
4. Здійснити польовий відбір зразків ґрунту з різних глибин (0–50 см) у досліджуваних точках;
5. Проаналізувати отримані спектрометричні результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ ;
6. Визначити розподіл радіонукліду у вертикальному профілі досліджуваних ґрунтів;

Перелік графічного матеріалу (за потреби) \_\_\_\_\_

Дата видачі завдання — 23 ” листопада 2024 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи \_\_\_\_\_ Ілленко В.В.  
(підпис) (прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання \_\_\_\_\_ Біленко В.О.  
(підпис) (прізвище та ініціали студента)

## Реферат

Дипломна робота на тему «Оцінка вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на лучних ґрунтах заплави р. Уж у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС» виконана на 76 сторінках, містить 4 розділи, 5 таблиць, 23 рисунки та 42 використаних джерела.

**Актуальність дослідження.** Внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС у 1986 році Україна зіткнулася з одним із наймасштабніших техногенних забруднень в історії людства. Небезпека яку становила ця аварія люди зрозуміють тільки з часом, починаючи ліквідовувати її наслідки У докільця потрапила значна кількість небезпечних радіонуклідів, зокрема ( $^{137}\text{Cs}$ ), який відзначається тривалим періодом напіврозпаду (близько 30 років) і здатністю до довготривалого впливу на екосистеми, включаючи ґрунтові структури, рослинність, гідросистеми та біоценози [1, 3]. Навіть через десятиліття після катастрофи ґрунти залишаються головним резерватом радіоактивних елементів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , який бере участь у складних міграційних та біогеохімічних процесах, тим самим міцно —вкріплюючись” та надалі негативно впливаючи на екостиму в цілому. Тому вичення цього процесу та даних є вкрай важливим дослідженням на даний час, та не втратить актуальності і в майбутньому [4, 5].

**Об'єктом дослідження** є ґрунти заплавної зони річки Уж у межах Житомирської області, зокрема поблизу смт Народичі, які входять до 2-ї та 3-ї зон радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС .

**Предмет дослідження** – вертикальний розподіл радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  у лучних ґрунтах.

**Метою дипломної роботи** є встановлення просторового розподілу активності  $^{137}\text{Cs}$  у профілі лучних ґрунтів у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС.

**Для досягнення мети поставлено такі завдання:**

1. Проаналізувати сучасний стан вивчення радіонуклідного забруднення ґрунтів та лучних екосистем України;
2. Охарактеризувати особливості вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  відповідно до фізико-хімічних властивостей ґрунту;
3. Визначити методи дослідження активності  $^{137}\text{Cs}$  у лабораторних умовах (з акцентом на гамма-спектрометрію);
4. Здійснити польовий відбір зразків ґрунту з різних глибин (0–50 см) у досліджуваних точках;
5. Проаналізувати отримані спектрометричні результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ ;
6. Визначити розподіл радіонукліду у вертикальному профілі досліджуваних ґрунтів;

**Методи дослідження:** методи екологічного моніторингу, відбір проб (основуючись на ДСТУ ISO 10381-1), лабораторну гамма-спектрометрію (з використанням сцинтиляційного детектора), статистичні методи обробки даних, порівняльний аналіз та побудову графіків вертикального розподілу.

**Ключові слова:** забруднення радіонуклідами,  $^{137}\text{Cs}$ , радіоактивність, вертикальний розподіл, радіонукліди, міграція радіонуклідів.

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	4
РОЗДІЛ 1. ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТУ ШТУЧНИМИ РАДІОНУКЛІДАМИ	5
1.1. Стан вивчення проблеми забруднення ґрунтів радіонуклідами .....	5
1.2. Вертикальна міграція радіонуклідів у ґрунтах .....	10
1.3. Методи дослідження вмісту радіонуклідів у ґрунті .....	15
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ .....	20
2.1. Характеристика території дослідження .....	20
2.2. Відбір проб ґрунту .....	26
2.3. Лабораторні методи аналізу .....	31
РОЗДІЛ 3. ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ $^{137}\text{Cs}$ НА ЛУЧНИХ ҐРУНТАХ ЗАПЛАВИ Р. УЖ .....	38
3.1. Пошаровий розподіл питомої активності $^{137}\text{Cs}$ у ґрунтах.....	38
3.2. Вплив факторів довкілля на розподіл $^{137}\text{Cs}$ .....	43
3.3. Динаміка зміни активності $^{137}\text{Cs}$ .....	53
3.4. Вертикальний розподіл активності $^{137}\text{Cs}$ ґрунтовим профілем.....	56
РОЗДІЛ 4. ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ .....	60
4.1. Порівняння з даними інших регіонів .....	60
4.2. Екологічні наслідки радіонуклідного забруднення.....	61
4.3. Пропозиції щодо подальших досліджень .....	63
ВИСНОВКИ.....	65
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....	67

## ВСТУП

Після аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 році Україна зіткнулася з одним із наймасштабніших техногенних забруднень в історії людства. Небезпека яку становила ця аварія люди зрозуміють тільки з часом, починаючи ліквідовувати її наслідки У довкілля потрапила значна кількість небезпечних радіонуклідів, зокрема ( $^{137}\text{Cs}$ ), який відзначається тривалим періодом напіврозпаду (близько 30 років) і здатністю до довготривалого впливу на екосистеми, включаючи ґрунтові структури, рослинність, гідросистеми та біоценози [1, 3]. Навіть через десятиліття після катастрофи ґрунти залишаються головним резерватом радіоактивних елементів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , який бере участь у складних міграційних та біогеохімічних процесах, тим самим міцно —вкріплюючись” та надалі негативно впливаючи на екостиму в цілому [4, 5].

Проблема дослідження вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах є особливо актуальною у контексті аналізу постчорнобильського періоду, тобто з моменту аварії до нашого часу і навіть на майбутнє, коли відбувається поступове «старіння» радіонуклідів, але їх екологічна небезпека не зменшується. Зокрема, заплавні ґрунти басейну річки Уж, як частина транскордонного природного коридору, унікальної екосистеми залишаються недостатньо дослідженими з точки зору вертикального профілю розподілу радіонуклідів. Саме ці території відіграють важливу роль у збереженні екосистем, мають підвищену водонасиченість, вміст органічної речовини та зазнають активного впливу кліматичних факторів [10, 11].

Наукові джерела [2, 6, 7] свідчать, що вертикальна міграція  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті визначається низкою факторів: кислотністю, гранулометричним складом, вмістом гумусу та мінерального живлення. Як підкреслює В.І. Чорна [5], органічна речовина ґрунту істотно впливає на біодоступність радіонуклідів. У свою чергу, результати радіаційного моніторингу в інших регіонах України [12] демонструють значну варіативність рівнів забруднення, що обумовлює потребу в локалізованих дослідженнях.

## **РОЗДІЛ 1. ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТУ ШТУЧНИМИ РАДІОНУКЛІДАМИ**

### **1.1. Стан вивчення проблеми забруднення ґрунтів радіонуклідами**

#### *Основні джерела радіаційного забруднення*

Аналіз літературних джерел свідчить, що джерела радіаційного забруднення класифікують на дві великі групи: природні та антропогенні (штучні) [1, 2]. Такий поділ дозволяє систематизувати фактори, що впливають на радіаційний стан навколишнього середовища, а також виділити головні пріоритети для моніторингу та заходів захисту населення і біоти.

Природні джерела іонізуючого випромінювання формуються безпосередньо під дією фізичних і геологічних процесів у біосфері Землі [1]. До них належать космічне випромінювання та природні радіонукліди, присутні у різних компонентах екосистем.

Космічне випромінювання -це потік заряджених частинок високої енергії, що надходять із космічного простору. Близько 90% цих частинок складають протони, решту - альфа-частинки, нейтрони, ядра атомів різних хімічних елементів та інші частинки [1]. Найбільш інтенсивний вплив космічного випромінювання фіксується за межами земної атмосфери, де його поглинання мінімальне. Водночас на поверхні Землі, завдяки захисній дії атмосфери, доза опромінення істотно зменшується, проте не зникає повністю. На інтенсивність космічного випромінювання впливають такі фактори, як активність Сонця, географічне розташування об'єкта, висота над рівнем моря, а також наявність магнітного поля Землі, що частково відхиляє потік заряджених частинок [1, 2].

Природні натуральні джерела включають радіонукліди, які утворилися ще в процесі формування Землі й залишаються у її корі, воді та атмосфері. Згідно з [1], налічується понад 60 природних радіонуклідів, які розподіляються на три групи:

- Перша група -це природні радіоактивні ряди, що складаються з довгоживучих радіонуклідів, присутніх у земній корі з часу її утворення. У такому ряді кожен наступний нуклід виникає внаслідок альфа- або

бета-розпаду попереднього, що зумовлює тривалий і стабільний характер їх існування у навколишньому середовищі [1].

- Друга група охоплює довгоживучі радіонукліди, які не належать до жодного з природних радіоактивних рядів. Прикладами є  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{40}\text{Ca}$ ,  $^{120}\text{Te}$ ,  $^{138}\text{La}$ ,  $^{147}\text{Sm}$ , для яких характерні надзвичайно довгі періоди піврозпаду - від мільйонів до мільярдів років [1, 2]. Через це вони постійно підтримують природний фон радіаційного забруднення.
- Третя група утворюється завдяки космогенним процесам, коли первинне космічне випромінювання взаємодіє з атмосферними або ґрунтовими компонентами, утворюючи ізотопи космогенного походження, що в свою чергу впливають на рівень природного радіаційного фону [2].

Однак особливе значення у формуванні сучасного радіаційного забруднення ґрунтів мають антропогенні (штучні) джерела, які є наслідком господарської, промислової та військової діяльності людини [1].

Найпоширенішими серед них є:

- аварії на атомних електростанціях (зокрема Чорнобильська катастрофа 1986 р.);
- ядерні вибухи під час випробувань ядерної зброї у ХХ столітті;
- виробництво та застосування радіоізотопів у промислових технологіях і в медицині;
- зберігання, транспортування та поховання радіоактивних відходів [1, 2].

Особливої уваги заслуговують аварійні викиди радіонуклідів у навколишнє середовище, оскільки вони призводять до забруднення ґрунтів довгоживучими ізотопами, які можуть залишатися екологічно активними десятиліттями і навіть сторіччями [2]. Радіонукліди здатні проникати у ґрунтовий шар, взаємодіяти з його колоїдними фракціями, переходити у ґрунтові розчини і, зрештою, потрапляти до трофічних ланцюгів через рослини та ґрунтових мешканців. Це створює довготривалу і стійку екологічну загрозу, яка потребує постійного моніторингу й обмежувальних заходів [2].

Для регулювання впливу іонізуючого випромінювання в Україні впроваджена система нормативних документів, серед яких базовими є «Норми радіаційної безпеки України» (НРБУ-97), розроблені на основі положень Конституції України, а також законів «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення», «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» і «Про поводження з радіоактивними відходами» [2]. Вони регламентують принципи, критерії, методи контролю й допустимі рівні опромінення для населення і персоналу, що працює з джерелами випромінювання.

Окрім цього, діють доповнення до цих норм, зокрема «Норми радіаційної безпеки України, доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення» (НРБУ-97/А-2000), затверджені постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000 №116. Вони деталізують положення щодо захисту від потенційних джерел опромінення, включаючи медичні джерела [2]. Також вагоме значення мають «Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України» (ОСПУ-2005), затверджені наказом МОЗ України від 02.02.2005 №54, що передбачають контроль за безпечним використанням радіоактивних речовин у різних сферах діяльності [2].

У підсумку, результати аналізу свідчать про те, що джерела радіаційного забруднення є як результатом природних фізичних процесів, так і наслідком людської діяльності, причому саме антропогенні чинники стали особливо критичними у ХХ–ХХІ століттях через розвиток ядерної енергетики та масштабні техногенні аварії. Це зумовлює необхідність подальшого системного дослідження поведінки радіонуклідів у ґрунтовому середовищі, моніторингу їх розподілу та впливу на екосистеми задля мінімізації ризиків для здоров'я населення та стабільності довкілля [1, 2].

*Наслідки аварії на ЧАЕС для екосистем Полісся*

Чорнобильська катастрофа 1986 року справила надзвичайно потужний вплив на екосистеми Полісся, включаючи Волинське Полісся, де розташовані цінні природоохоронні комплекси, серед яких особливе місце займає Шацький національний природний парк. Цей парк, створений ще у 1983 році на площі 32 515 га для збереження унікальних природних ландшафтів, за Указом Президента України від 16 серпня 1999 року був розширений до 48 977 га, що зробило його однією з ключових територій національної екомережі Західного Полісся [3].

Згідно з ландшафтним районуванням, територія парку належить до Шацького ландшафтного району, який характеризується значною кількістю природних озер, заболочених заплав, слабодернованих межиріч річок Західного Бугу, Прип'яті, Копайвки та Рити, а також кінцево-моренними горбами [3]. Така ландшафтна будова виділяє цю місцевість як окремий природний географічний район -Шацьке Поозер'я, де знаходиться одна з найбільших груп озер Європи (23 озера загальною площею близько 7 тис. га) [3].

Геоботанічне районування Шацького Поозер'я дозволяє віднести його до Ратнівсько-Любешівського (Верхньоприп'ятського) району, де домінують соснові ліси чорницево-зеленомохового типу та евтрофні осокові болота. Лісові площі займають переважну частину території парку (27 100 га, або 55,3%), а також тут наявні луки (3600 га, 7,3%), болота (1300 га, 2,7%), водойми (6900 га, 14,1%) та інші угіддя -орні землі, сади, дороги, що становлять близько 20,6% площі [3].

Лісові екосистеми традиційно виконують важливу роль як природні бар'єри проти техногенного забруднення, включаючи радіоактивне. Однак після вибуху на ЧАЕС значної радіоактивної дози зазнали насамперед ліси Полісся. Розподіл радіонуклідів по території Волинської області мав плямистий характер, що було обумовлено переважно інтенсивністю атмосферних опадів у момент радіоактивних викидів. Радіоактивні хмари формувалися на різних висотах та з різним нуклідним складом, і для північного й західного слідів було

характерне підвищене співвідношення цезію до стронцію (35:1), що спричинило особливо високі рівні забруднення лісових масивів північної частини області [3].

У дослідженнях Голуба С.М. та співавт. [3] наголошується, що окремі елементи біогеоценозів, зокрема грибна продукція, дикоростучі ягоди, а також лікарські рослини потребують особливого контролю і вивчення навіть через десятиліття після катастрофи, оскільки саме через їхнє споживання людиною формується до 60–65% внутрішньої дози опромінення. Радіологічні дослідження, проведені на території Шацького НПП, включали спектрометричний аналіз ґрунтів, рослинного покриву, грибів і лікарської сировини, який здійснювався за допомогою радіометрів типу АІ-1024 та СЕГ–2,4 МЛ [3].

Особливо тривожною виявилася ситуація з накопиченням цезію-137 у грибах. Вміст цього радіонукліду у досліджуваних пробах грибів становив 397–2020 Бк/кг, що в 4 рази перевищує гранично допустимі рівні, хоча ці значення були удвічі меншими порівняно з показниками 1994 року. Перерахунок коефіцієнтів переходу радіоцезію показав, що такі види, як опеньок осінній справжній (*Armillariella mellea*), за класифікацією М. Булавик і А. Переволоцького, перейшли з групи слабких акумуляторів до групи сильних акумуляторів ( $K_p > 50$ ), демонструючи коефіцієнт переходу 118,7 [3]. Аналогічні тенденції виявлені у моховика тріщинуватого (*Xerocomus chrysenteron*), для якого  $K_p$  склав 51,34, тоді як для інших грибів різних урочищ коефіцієнти переходу коливалися в межах 30,6–34,4.

Позитивною тенденцією є зниження вмісту радіоцезію у лікарській сировині. Наприклад, концентрація цезію-137 у папороті (*Dryopteris Adans*) зменшилася з 1763 Бк/кг у 1993 році до 247 Бк/кг у 2018 році (урочище Залиси). Водночас рослини, що ростуть на території Шацького НПП, зокрема верес звичайний (*Calluna vulgaris*), чорниця (*Vaccinium myrtillus*) і брусниця

(*Rhodococcum vitis-idaea*), накопичували цезій-137 на рівні 56–119 Бк/кг ( $K_p = 3,9–8,5$ ), що підтверджує їх роль як потенційних біоаккумуляторів [3].

Ключовим фактором формування мозаїчного характеру забруднення ґрунтів на території лісових екосистем Волинського Полісся є наявність хвойних дерев і ягідників, підстилка яких затримує радіоцезій на тривалий час, перешкоджаючи його швидкому переміщенню у глибші шари ґрунту. Таким чином у хвойних лісах формується підвищена щільність забруднення поверхневого шару ґрунту, тоді як відкриті ділянки поступово «вимиваються» атмосферними опадами [3, 4].

Проневич В.А. у своїх дослідженнях підкреслює, що радіоцезій у ґрунтах і рослинності природних пасовищ Волинського Полісся зберігає високу міграційну здатність, що вимагає постійного екологічного моніторингу [4]. Це особливо важливо, оскільки у перспективі він може потрапляти в харчові ланцюги сільськогосподарських тварин, а через це - і в організм людини [4].

У висновках Голуб С.М. та співавт. [3] наголошується, що, незважаючи на певне покращення ситуації за тридцять років після катастрофи, рівні радіоактивного забруднення лісових масивів Шацького НПП залишаються у 10–23 рази вищими за доаварійні показники ( $0,35–0,46 \text{ Кі/км}^2$ ). Це потребує впровадження систематичного моніторингу продукції лісокористування - грибів, ягід, лікарських рослин - та облаштування спеціальних радіологічних пунктів у кожному лісництві в період масового збору лісових ресурсів.

Таким чином, аварія на ЧАЕС призвела до масштабної зміни стану лісових і лугово-болотних екосистем Полісся, трансформувала екологічні взаємозв'язки у біогеоценозах, створила нові довготривалі ризики для здоров'я людини і потребує глибокого комплексного дослідження навіть через багато десятиліть після катастрофи [3, 4].

## **1.2. Вертикальна міграція радіонуклідів у ґрунтах**

*Фактори, що впливають на міграцію*

Міграція радіонуклідів у ґрунтовому середовищі є одним із ключових процесів, що визначає їхню доступність для рослин та включення у трофічні ланцюги. Вертикальна міграція радіоактивних ізотопів, передусім  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , суттєво залежить від комплексу ґрунтових і кліматичних факторів, особливостей землеробства та рівня антропогенного навантаження [5].

Серед найважливіших факторів, які визначають рухливість і швидкість вертикального переміщення радіонуклідів, варто виділити:

- гранулометричний склад ґрунту (чим більше глинистих і пилуватих фракцій, тим більше фіксація радіонуклідів у верхньому горизонті);
- рН ґрунтового розчину (на більш кислих ділянках спостерігається підвищення біологічної рухливості радіонуклідів, що активізує їх надходження до рослин) [5];
- вміст органічної речовини (гумус, гумінові й фульвокислоти утворюють стійкі комплекси з іонами радіонуклідів, зменшуючи їхню доступність) [5];
- катіоннообмінні властивості ґрунту (чим вища ємність катіонного обміну, тим сильніше закріплюються радіонукліди у ґрунтовому профілі);
- структура та гідрологічний режим ґрунту (періодичне перезволоження стимулює вимивання рухомих форм у нижчі горизонти);
- агротехнічні заходи (розорювання, інтенсивний обробіток, недотримання сівозмін, внесення добрив) [5].

Як зазначає В.І. Чорна [5], дослідження на моніторингових майданчиках показали, що кислотність ґрунтів на забруднених територіях має коливання від слабокислої (рН 6,46) до лужної (рН 7,85). Кисле середовище сприяє збільшенню розчинності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , а отже зростає їх надходження у рослини. При цьому кислотність впливає і на сорбційні властивості ґрунту через зміну ємності катіонного обміну. У ґрунтах з помірною кислотністю (типові чорноземи) відзначається помірний ріст частки водорозчинних і

обмінних форм радіонуклідів, що підвищує їх рухливість і знижує міцність фіксації [5].

Водночас у більш кислих ґрунтах для таких елементів, як  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , утворюються гідролізні та комплексні сполуки, які, навпаки, зменшують їхню рухливість. Це свідчить про відмінності поведінки різних радіонуклідів залежно від ґрунтового рН та хімічних властивостей [5].

Органічна речовина ґрунту, насамперед гумусові сполуки, відіграє дуже важливу роль у процесах сорбції радіонуклідів. Гумінові та фульвокислоти можуть адсорбувати іони цезію і стронцію, утворюючи з ними стійкі органо-мінеральні комплекси. Це обмежує їх доступність для кореневої системи рослин. Водночас частина фульватів залишається частково доступною, що обумовлює більш високу рухливість  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  порівняно з їх гуматними формами [5].

Дослідження також підтверджують вплив агрохімічних показників, зокрема вмісту нітратного азоту, рухомого фосфору та обмінного калію. У багатьох ґрунтах спостерігається зменшення вмісту нітратного азоту за останні 10 років, що пов'язано з дефіцитом органічних добрив і зниженням родючості. Водночас рівень рухомого фосфору дещо зріс за рахунок внесення мінеральних фосфорних добрив, які сприяють зниженню надходження  $^{90}\text{Sr}$  у рослини шляхом утворення важкорозчинних фосфатів стронцію [5].

Щодо обмінного калію, його підвищення позитивно впливає на обмеження міграції  $^{137}\text{Cs}$ , оскільки між калієм і цезієм існують конкурентні відносини. Достатня кількість калію зменшує здатність цезію заміщувати катіони ґрунтового поглинального комплексу, посилюючи сорбцію та закріплення радіоцезію [5].

Вертикальна міграція радіонуклідів також суттєво залежить від структури ґрунтового профілю, його гідрологічного режиму та швидкості проходження води крізь шари ґрунту. Наприклад, у ґрунтах із високим вмістом гумусу і добре структурованою макропористістю вертикальна міграція значно

уповільнюється завдяки зв'язуванню радіонуклідів на поверхні гумусових колоїдів [5].

Таким чином, вертикальний рух радіонуклідів у системі «грунт–рослина» є результатом багатофакторної взаємодії хімічних, фізичних і біологічних характеристик ґрунту, особливостей сільськогосподарського використання та рівня агрохімічного обслуговування. У сучасних умовах, за висновками В.І. Чорної [5], доцільним є моніторинг ключових параметрів -кислотності, вмісту гумусу, рухомих форм калію та фосфору -з метою ефективного прогнозування міграційних процесів і мінімізації ризиків потрапляння радіонуклідів у продукцію рослинництва.

#### *Особливості поведінки $^{137}\text{Cs}$ у різних типах ґрунтів*

Поведінка радіонукліду цезію-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) у ґрунтових системах визначається комплексом фізико-хімічних властивостей ґрунту, характером його органічної та мінеральної частини, а також особливостями гідрологічного і геохімічного режиму [6].

У дослідженнях В.А. Грабовського та співавт. [6] було встановлено, що на території українських Карпат основними типами ґрунтів, у яких спостерігалось забруднення  $^{137}\text{Cs}$  після Чорнобильської аварії, є буроземи, дерново-підзолисті, гірсько-лісові ґрунти та їхні різновиди. Ці ґрунти характеризуються значним вмістом органічної речовини, високою водопроникністю та відносно низьким ступенем насиченості катіонного обмінного комплексу.

Важливою особливістю буроземів та дерново-підзолистих ґрунтів є їхня кислотність. Як зазначають автори, підвищена кислотність знижує сорбційну здатність мінеральної частини ґрунту стосовно цезію-137, що сприяє його більшій рухливості і підвищенню біологічної доступності для рослин і грибів [6].

Крім того, ґрунти Карпат, зокрема гірсько-лісові, мають виражену шаруватість і значну кількість органічних залишків у верхньому горизонті. Це

створює умови для часткового зв'язування  $^{137}\text{Cs}$  органічною фракцією, зокрема гуміновими та фульвокислотами, однак такі комплекси нерідко залишаються рухливими й можуть переходити в ґрунтовий розчин при зміні вологості чи рН [6].

Дослідження показують, що розподіл цезію-137 у ґрунтовому профілі має переважно поверхневий характер: близько 70–80% радіонукліду зосереджується у верхньому гумусовому шарі (0–10 см). Це пояснюється тим, що  $^{137}\text{Cs}$  має високу здатність зв'язуватися з орґано-мінеральними комплексами поверхневих горизонтів і відносно повільно мігрує у глибші шари ґрунту [6].

Також було встановлено, що ґрунти зі значним вмістом глинистих мінералів (ілювіальних горизонтів), навпаки, демонструють більш виражену фіксацію цезію-137. Це пов'язано з високою ємністю катіонного обміну та наявністю специфічних мінералів, здатних утримувати іони  $\text{Cs}^+$  у кристалічній решітці, що ускладнює їх подальше переміщення [6].

У свою чергу, у дерново-підзолистих ґрунтах, де вміст глинистої фракції є меншим, а водопроникність вищою, спостерігається більш активна міґрація радіоцезію, особливо за умов підвищеної кислотності та дефіциту катіонів-конкурентів (насамперед калію) [6].

Окрему увагу дослідники приділили впливу рослинності, особливо грибів, які в умовах Карпат виступають активними біоаккумуляторами  $^{137}\text{Cs}$ . Багато видів макроміцетів мають здатність накопичувати радіоцезій у високих концентраціях, що пояснюється особливостями їх симбіотрофного живлення і значною площею корневих мікоризних асоціацій [6]. Для деяких видів грибів встановлено, що коефіцієнт накопичення цезію-137 може перевищувати 100, що суттєво перевищує аналогічні показники у трав'янистих рослин [6].

Таким чином, особливості поведінки  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах Карпатського регіону залежать від комплексу факторів:

- кислотності ґрунтового розчину;
- вмісту органічної речовини;

- структури профілю і гранулометричного складу;
- сорбційних властивостей мінералів;
- типу рослинності, що домінує на території.

Загалом поведінка  $^{137}\text{Cs}$  демонструє поверхневий характер розподілу із значною фіксацією у верхньому гумусовому шарі, проте в умовах підвищеної кислотності та дефіциту катіонів-конкурентів спостерігається його підвищена міграція, що підвищує екологічні ризики для харчового ланцюга людини через продукцію лісів та пасовищ [6].

### **1.3. Методи дослідження вмісту радіонуклідів у ґрунті**

#### *Сучасні підходи до аналізу вертикального розподілу*

Вивчення розподілу радіонуклідів у ґрунтовому середовищі, передусім вертикальної їх міграції, є одним із найважливіших завдань радіоекологічного моніторингу. Як підкреслюють Гудков І.М., Кашпаров В.О. і Паренюк О.Ю. [7], ефективність моніторингу визначається комплексним поєднанням методів відбору, підготовки і лабораторного аналізу проб, а також впровадженням сучасних моделей і прогнозних технологій, які враховують багатофакторність ґрунтових процесів.

Методи дослідження радіонуклідів у ґрунтах можна поділити на групи, до яких належать польові, лабораторні, моделюючі та геоінформаційні.

Польові методи передбачають закладання спеціальних моніторингових ділянок, організацію регулярного відбору монолітів або свердловинних проб, що дає змогу простежувати зміни у вертикальному розподілі радіонуклідів у часі та оцінювати швидкість їх переміщення по профілю ґрунту. Використання монолітних колонок забезпечує збереження структури профілю і точну фіксацію розподілу забруднюючих речовин, що особливо важливо для визначення показників сорбції і десорбції радіонуклідів [7].

Лабораторні дослідження включають використання гамма-спектрометрії, бета-спектрометрії та радіохімічних методів для виділення і вимірювання

активності ізотопів навіть у дуже низьких концентраціях. Гамма-спектрометрія дозволяє ідентифікувати радіонукліди за енергетичними піками випромінювання та кількісно визначати їх у різних горизонтах ґрунту. Бета-спектрометрія і радіохімічні методики є незамінними при аналізі ізотопів стронцію, плутонію та інших бета-випромінювачів, оскільки вони потребують попередньої хімічної сепарації [7].

Важливим етапом лабораторного аналізу є підготовка проб, яка включає висушування, гомогенізацію, просіювання та стандартизоване зважування, що забезпечує надійність і відтворюваність результатів. Точність вимірювань залежить також від регулярного калібрування приладів і контролю якості методик [7].

Методи математичного моделювання набувають особливого значення у сучасних підходах. Жигайло О.Л. [8] зазначає, що математичне моделювання дає можливість прогнозувати закономірності руху радіонуклідів у вертикальному профілі ґрунту залежно від багатьох змінних, серед яких вологість, кислотність, гранулометричний склад, структура ґрунтового поглинаючого комплексу та інтенсивність землеробських заходів. Найбільш поширені моделі базуються на рівняннях кінетики, конвективно-дисперсійних підходах або імітаційних алгоритмах, які дозволяють будувати довгострокові прогнози для різних сценаріїв зміни клімату чи сільськогосподарської діяльності [8].

Сучасні технології передбачають поєднання результатів лабораторних і модельних досліджень із геоінформаційними системами, що дає можливість створювати електронні карти радіоекологічного стану територій. Такі карти дозволяють просторово оцінювати рівень забруднення, виділяти зони ризику, планувати рекультиваційні заходи та організувати ефективний контроль [7].

Дистанційні методи, серед яких аерогамма-знімання, забезпечують оперативне визначення радіаційного фону на великих територіях і допомагають швидко локалізувати осередки підвищеної активності для подальшого

детального дослідження. Такі підходи значно підвищують ефективність моніторингу, оскільки знижують витрати часу і ресурсів на первинні обстеження [7].

Узагальнюючи, можна стверджувати, що надійний контроль радіоекологічної ситуації у ґрунтах має ґрунтуватися на інтеграції польових вимірювань, лабораторного спектрометричного аналізу, математичного моделювання та геоінформаційних технологій. Це забезпечує не лише констатацію поточного стану, а й формування прогнозів розвитку міграційних процесів та рекомендацій щодо мінімізації радіаційних ризиків для населення і біосфери [7, 8].

#### *Порівняння спектрометричних і радіометричних методів*

У практиці радіоекологічного моніторингу вимірювання активності радіонуклідів у ґрунтах та інших об'єктах середовища традиційно здійснюється за допомогою спектрометричних і радіометричних методів, кожен з яких має свої переваги та обмеження. Вибір методу залежить від цілей дослідження, необхідної точності та характеристик самого зразка [7].

Таблиця 1.1.

Порівняльна таблиця спектрометричних і радіометричних методів

Ознака	Спектрометричні методи	Радіометричні методи
1	2	3
Призначення	Визначення активності та видового складу радіонуклідів	Визначення сумарної активності без розподілу за ізотопами
Принцип роботи	Аналіз енергетичного спектра випромінювання	Інтегральний підрахунок іонізуючого випромінювання
Точність	Висока, дозволяє ідентифікувати окремі ізотопи	Середня, без розрізнення окремих ізотопів
Швидкість	Середня, потребує пробопідготовки	Висока, підходить для експрес-оцінки
Використання у полі	Обмежене, потребує лабораторних умов	Можливе безпосередньо в польових умовах
Вартість	Висока (дороге обладнання та обслуговування)	Помірна (відносно недороге обладнання)

Продовження табл. 1.1.

1	2	3
Необхідність спеціальної кваліфікації	Потребує високої кваліфікації персоналу	Мінімальні вимоги до кваліфікації користувачів
Сфера застосування	Лабораторії, дослідницькі центри, точний аналіз	Оперативний моніторинг, скринінг, радіаційна розвідка
Переваги	Висока селективність, точність, одночасний аналіз багатьох ізотопів	Мобільність, швидкість, простота використання
Недоліки	Висока вартість, складність транспортування	Неможливість визначення конкретного радіонукліду

*Джерело: складено автором на основі [7, с. 45–57; 8, с. 52–55; 9, с. 110–130].*

Відповідно до таблиці 1.1 ми бачимо, що спектрометричні методи є більш точними, дозволяють ідентифікувати окремі радіонукліди та проводити багатокомпонентний аналіз, однак потребують лабораторних умов, дорогого обладнання та високої кваліфікації. Радіометричні методи простіші, швидші, зручні для польового моніторингу, проте не дають можливості визначити видовий склад радіонуклідів.

Спектрометричні методи базуються на вимірюванні енергетичних спектрів випромінювання і дають змогу не лише визначати сумарну активність радіонуклідів, а й ідентифікувати конкретні ізотопи за їх енергетичними піками. Найпоширенішими є гамма-спектрометрія та, у випадку бета-випромінювачів, рідинна сцинтиляційна спектрометрія. Завдяки високій енергетичній роздільній здатності спектрометричні методи дозволяють проводити багатокомпонентний аналіз, тобто одночасно визначати кілька радіонуклідів у пробі без необхідності їх хімічного розділення. Це особливо важливо у випадках комплексного забруднення, наприклад, при дослідженні ґрунтів після аварій на АЕС [7, 9].

Головною перевагою спектрометрії є точність і висока селективність, а також можливість контролю за низькими концентраціями активності у різноманітних об'єктах. Водночас спектрометричні методи потребують дорогого обладнання, кваліфікованого персоналу і суворого дотримання правил пробопідготовки та калібрування приладів, що обмежує їх використання у польових умовах [7].

Радіометричні методи, у свою чергу, передбачають реєстрацію інтегральної потужності іонізуючого випромінювання без розділення за енергіями, що значно спрощує їхнє впровадження. Радіометри дозволяють швидко отримати оцінку сумарної активності проби, не розрізняючи внесок окремих ізотопів, і широко застосовуються для експрес-контролю, наприклад, при картографуванні радіаційного фону територій або під час оперативних вимірювань у надзвичайних ситуаціях [8].

Як зазначає Бузинний М. [9], радіометрія забезпечує високу швидкість вимірювань, мобільність і можливість використання безпосередньо на місці обстеження, що робить її незамінною при первинних обстеженнях великих територій. Разом з тим радіометричні прилади не дають можливості ідентифікувати окремі радіонукліди і мають нижчу точність порівняно зі спектрометрією, особливо при складному ізотопному складі забруднення.

Сучасна практика моніторингу ґрунтів, за даними [7, 8], демонструє необхідність комплексного підходу, коли радіометричні прилади застосовуються для швидкого пошуку зон підвищеного забруднення, а спектрометричні - для подальшого точного аналізу проб у лабораторії з метою кількісного визначення складу радіонуклідів і оцінки їх біологічної доступності. Така інтеграція дозволяє поєднати переваги обох методів, оптимізувати витрати часу і ресурсів, а також забезпечити надійність даних моніторингу для розробки ефективних заходів радіаційного захисту.

Таким чином спектрометричні методи забезпечують детальну і точну оцінку видового складу радіонуклідів у ґрунті та інших середовищах, тоді як радіометричні методи дають можливість швидко орієнтуватися у просторовому розподілі сумарної активності та є особливо ефективними у мобільних польових вимірюваннях. Їхнє поєднання утворює повноцінну систему контролю, яка відповідає сучасним вимогам радіоекологічного моніторингу [7, 9].

## РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

### 2.1. Характеристика території дослідження

#### *Фізико-географічні умови заплави р. Уж*

Заплава річки Уж у межах Народицької селищної громади Житомирської області розташована на півночі Правобережного Полісся, в межах Українського Поліського природного краю. Територія характеризується низинним, плоскохвилястим рельєфом з незначними абсолютними висотами та незначним нахилом поверхні у бік південного сходу. Ділянка поблизу смт Народичі, яка є предметом дослідження, розташована в середній течії річки Уж, в межах водозбору басейну Прип'яті (рис. 2.1).

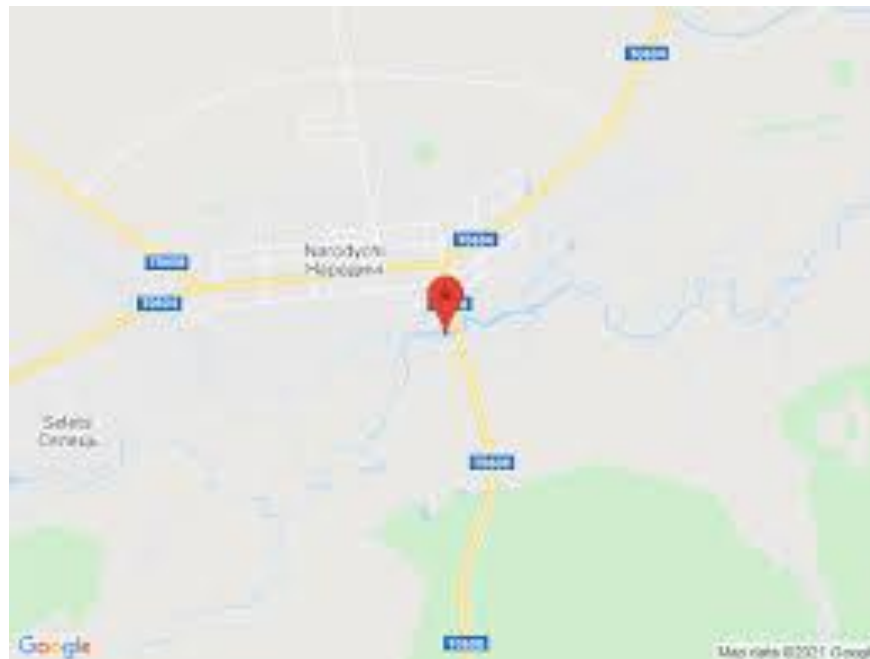


Рис. 2.1. Карта-схема розташування обстеженої ділянки поблизу смт Народичі, Житомирська область

Джерело: [11].

Рельєф заплави в межах досліджуваної ділянки є типовим для Поліського регіону: переважають рівнинні форми з широкими долинами, слабо розчленованими терасами та заболоченими низинами. Заплава річки Уж тут представлена двосторонньою структурою, з чергуванням низинних болотистих та торф'янистих ділянок. Ширина заплави коливається в межах 200–600 м, а в

місцях розширення сягає до 1 км. Русло річки помірно звивисте, із характерними меандрами, розгалуженнями, старицями та ділянками із сезонною затоплюваністю.

Ґрунтовий покрив заплави включає дерново-підзолисті, дерново-глеєві та лучно-болотні ґрунти з високим вмістом органічної речовини, що обумовлює активні акумулятивні процеси та здатність ґрунту фіксувати радіонукліди, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ . Характерною рисою цієї території є підвищена вологість і часті підтоплення у весняний період, що сприяє міграції радіонуклідів.



Рис. 2.2. Заплавна ділянка річки Уж поблизу смт. Народичі (Житомирська область), характерна заболоченість та лучна рослинність

Джерело: власне фото автора.

Заплавна ділянка річки Уж, зображена на рисунку 2.2, демонструє характерне заболочене середовище з щільною лучно-чагарниковою рослинністю, типовою для нижньої течії малих річок Поліського регіону. Велика кількість води, яка накопичується у понижених ділянках, створює сприятливі умови для розвитку вологолюбних рослинних угруповань, зокрема очерету, рогозу, ситників, осоки та чагарників, таких як верба і вільха. Наявність окремих деревоподібних форм, що ростуть у пониженнях, свідчить про стабільне зволоження, що зберігається навіть у літній період.

Це середовище є важливим з точки зору формування особливих гідрогеохімічних умов, які впливають на міграцію радіонуклідів у ґрунтово-рослинному профілі. Зокрема, високий рівень органічної речовини у мулистих відкладах сприяє сорбції радіоцезію ( $^{137}\text{Cs}$ ), сповільнюючи його вертикальну міграцію. У поєднанні з тривалим періодом застою води та малорухливими умовами дренажу це підвищує локальну концентрацію радіонуклідів у поверхневому горизонті ґрунтів заплави.

Таким чином, зображена ділянка підтверджує, що гідрологічний режим та рослинний покрив істотно впливають на просторову структуру радіонуклідного забруднення, зокрема в межах територій, постраждалих від аварії на ЧАЕС.

#### *Ґрунтові й кліматичні умови регіону*

Досліджувана територія розташована в межах Поліської фізико-географічної зони України, а саме в південно-східній частині Українського Полісся, яка характеризується переважанням рівнинного рельєфу, підвищеною вологістю, кислими ґрунтами та великою кількістю заболочених ділянок. Географічне положення Народицької громади (Житомирська область) у долині річки Уж зумовлює специфічні умови формування ландшафтів та водно-фізичних властивостей ґрунтів.



Рис. 2.3. Типовий ландшафт заплави річки Уж поблизу смт. Народичі,  
Житомирська область

Джерело: власне фото автора.

З рис. 2.3. ми бачимо характерний відкритий заплавний ландшафт із переважанням лучної рослинності та незначним деревним або чагарниковим залісненням. Панівна рослинність є індикатором умов достатнього зволоження та сезонної затоплюваності, що типово для таких заплав. Помітна відсутність інтенсивного агровикористання свідчить про часткову консервацію земель у межах радіоактивно забруднених територій. Водночас, наявність молодих самосівів дерев вказує на вторинну сукцесію в умовах зменшеного антропогенного тиску. Така структура ландшафту є важливим контекстом для оцінки міграційної здатності  $^{137}\text{Cs}$ , оскільки ступінь переробки ґрунту, біомаса та рівень органічної речовини мають прямий вплив на вертикальний розподіл радіонуклідів у профілі.

Поверхня регіону представлена низькою хвилястою рівниною, розчленованою численними річками, балками, ярами та заплавними терасами. Абсолютні висоти коливаються від 120 до 170 м над рівнем моря. В межах заплави річки Уж розвинені акумулятивно-денудаційні форми рельєфу, де ґрунотвірними породами слугують алювіальні піски, супіски, суглинки та торфовища. Часто трапляються плямисто-залягаючі лесовидні суглинки, які піддаються ерозійним процесам при порушенні природного рослинного покриву.



Рис. 2.4. Грунтоий розріз на етапі підготовки до дослідження.

Джерело: власне фото автора.

Фото (рис. 2.4) дозволяє візуалізувати характерні особливості ґрунтового профілю заплавної території річки Уж у межах Житомирської області. На зображенні чітко простежуються горизонтальна шаруватість та неоднорідність ґрунту, що підтверджує наявність легких гранулометричних фракцій. Верхній темний горизонт (гумусовий шар) швидко переходить у світло-жовті піщано-супіщані шари, характерні для алювіальних ґрунтів заплав. Подібна структура свідчить про значну проникність ґрунтів, що забезпечує швидку міграцію вологи й потенційно сприяє вертикальному переміщенню радіонуклідів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ . Ця особливість є важливою для подальшої інтерпретації результатів дослідження розподілу радіонуклідів за глибиною та оцінки екологічного ризику.

Ґрунтовий покрив представлений переважно дерново-підзолистими, дерново-глейовими та торфово-болотними ґрунтами. У підвищених місцях, особливо на межиріччях, зустрічаються супіщані дернові ґрунти з низькою природною родючістю. В заплаві річки Уж, яка піддається регулярному зволоженню, переважають глейові й торфові ґрунти, що характеризуються високою вологомісткістю, але обмеженою повітропроникністю та

закисленістю. Саме ці типи ґрунтів мають найбільшу здатність до фіксації радіонуклідів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , особливо у верхньому горизонті (0–20 см).



Рис. 2.5. Ґрунтовий розріз у польових умовах на ділянці дослідження біля снт Народичі, Житомирська область (прикопка №1)

Джерело: власне фото автора.

На рис. 2.5. зафіксований добре виражений ґрунтовий профіль з чітко помітними горизонтами. Верхній гумусовий горизонт характеризується темно-бурим кольором і добре розвиненою структурою, що свідчить про високий вміст органічної речовини. Зі збільшенням глибини спостерігається перехід до світліших шарів з більш піщаним або супіщаним складом, що є характерним для дерново-підзолистих ґрунтів Полісся. Така структура сприяє вертикальній міграції радіонуклідів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , особливо під впливом опадів і сезонних коливань вологості. Крім того, добре видно неоднорідність горизонтів і

наявність вологи в нижній частині профілю, що є чинником нерівномірного перерозподілу радіонуклідів за глибиною.

Клімат регіону — помірно-континентальний, з помірною вологістю. Середньорічна температура повітря становить  $+6,5...+7,0$  °C, зима помірно холодна, літо — тепле, але не спекотне. Річна кількість опадів у середньому становить 550–650 мм, з максимумом у червні–липні. У поєднанні з переважанням легких за гранулометричним складом ґрунтів це зумовлює активне вимивання рухомих форм речовин, що сприяє вертикальній міграції  $^{137}\text{Cs}$ . В умовах вологого клімату з частими опадами спостерігається суттєвий поверхневий стік, який призводить до переміщення радіонуклідів у глибші шари ґрунту, особливо на відкритих ділянках без рослинного покриву.

Варто також врахувати, що через високу вологість і наявність низин у заплаві активно формуються мікробіотиопи зі специфічним органічним профілем, що впливає на здатність ґрунту до сорбції  $^{137}\text{Cs}$ . Підвищений вміст гумусу та органічної речовини (зокрема в болотних і торф'яних ґрунтах) сприяє утворенню стійких комплексів із радіонуклідами, що затримує їхню міграцію в нижні горизонти.

Загалом, поєднання гідроморфних ґрунтів, вологого клімату, значної частки заплавної та торфових ландшафтів створює передумови для неоднорідного вертикального та горизонтального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на досліджуваній території. Такий ґрунтово-кліматичний контекст потребує регулярного моніторингу стану забруднення та обґрунтованих підходів до землекористування у межах потенційно забруднених зон.

## **2.2. Відбір проб ґрунту**

### *Методика відбору ґрунтових зразків*

Дослідження просторового розподілу радіонуклідів у ґрунтовому покриві є ключовим етапом оцінювання радіоекологічного стану заплавної екосистем. Особливої уваги потребує визначення вмісту радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$ , який є

довгоживучим продуктом розпаду урану, має високий радіотоксикологічний потенціал і характеризується стабільною хімічною формою, здатною до фіксації в ґрунтовому профілі. Для його якісного аналізу критично важливим є правильний і стандартизований відбір проб ґрунту.

Рис. 2.6 показує один із ключових етапів експедиційної частини дослідження — відбір ґрунтових зразків із різних горизонтів вертикального профілю. Видно чітку стратифікацію шарів, характерну для лесових і супіщаних ґрунтів поліської зони, а також захисне екіпірування дослідника, що підкреслює радіаційну специфіку об'єкта. Візуально можна оцінити щільність ґрунту, його текстуру і забарвлення, що свідчить про присутність гумусових і елювіальних горизонтів. Цей етап є критично важливим для забезпечення достовірності результатів вимірювань активності  $^{137}\text{Cs}$  у лабораторних умовах.



Рис. 2.6. Процес закладання ґрунтового розрізу та відбору зразків у польових умовах поблизу смт Народичі, Житомирська область.

Джерело: власне фото автора.

На рисунку 2.7. зображено відкритий вертикальний ґрунтовий розріз, який демонструє чітку стратифікацію горизонтів, характерну для дерново-підзолистих ґрунтів Полісся. Візуально простежуються відмінності між верхнім органічно-насиченим шаром та нижчими елювіальними й ілювіальними горизонтами, що мають світліший відтінок та більшу щільність. Спостерігається також зміна кольору, структури та щільності ґрунту із глибиною, що свідчить про відмінну фізико-хімічну будову кожного горизонту.



Рис. 2.7. Вигляд ґрунтового профілю після завершення викопування шурфу для стратифікованого відбору проб на дослідній ділянці поблизу смт.

Народичі

Джерело: власне фото автора.

Такий розріз дозволяє здійснити поетапний відбір проб через кожні 5 см до глибини 50 см, з чіткою фіксацією глибини та відповідністю методології стратифікованого відбору. Це забезпечує репрезентативність зразків для подальшого визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і аналізу вертикального розподілу радіонуклідів.

Фотодокументація такого типу підвищує надійність польового етапу дослідження, оскільки дозволяє верифікувати умови відбору проб, характеристики ґрунтового профілю та оцінити потенційні фактори, що впливають на міграцію радіонуклідів у ґрунті.

Відбір проб здійснювався у трьох репрезентативних точках заплави річки Уж, вибраних з урахуванням особливостей мікрорельєфу, близькості до русла, гідрологічного режиму та стану рослинного покриву. Під час дослідження дотримано вимог ДСТУ ISO 10381-1 щодо техніки формування зразків. Для вивчення вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  були закладені ґрунтові прикопки з глибиною 50 см. Розріз поділявся на шари по 5 см, кожен з яких відбирався окремо без змішування із суміжними інтервалами.

Відібрані зразки поміщалися в чисті поліетиленові зіп-пакети з обов'язковим маркуванням, що включало дані про місце відбору, глибину залягання, масу та дату відбору. Усі проби транспортувались у лабораторію в контрольованих умовах, що виключають механічні або хімічні зміни зразка.

У лабораторії зразки доводились до повітряно-сухого стану при температурі, яка не перевищує 40 °С. Це дозволяє уникнути втрат радіонуклідів, пов'язаних із деградацією органічної речовини або випаровуванням. Після цього проби подрібнювали до однорідної маси та просівали через сито з розміром вічка 1 мм. Уніфікація структури забезпечувала зменшення похибки під час вимірювань та підвищення відтворюваності результатів.

Для вимірювання вмісту  $^{137}\text{Cs}$  передбачалося застосування методів гамма-спектрометрії, зокрема з використанням сцинтиляційного детектора з високою

роздільною здатністю. Проби поміщували у стандартні геометричні кювети (посудини Дента об'ємом 130 см<sup>3</sup>), що відповідають вимогам калібрування спектрометричного обладнання. Оцінка питомої активності радіонукліда проводиться в одиницях бекерелів на кілограм сухого ґрунту (Бк/кг).

Контроль якості вимірювань передбачав використання фонового зразка, калібрувальних джерел та подвійного паралельного аналізу вибірковок проб. Результати фіксувались із зазначенням похибки у відсотках, що дозволяє згодом оцінити довірчий інтервал для кожного визначеного значення.

#### *Визначення глибини вертикального профілю*

Для адекватного вивчення розподілу радіонукліда <sup>137</sup>Cs у ґрунтовому середовищі особливе значення має коректне визначення глибини вертикального профілю. Вибір глибини буріння базується на радіоекологічних характеристиках самого радіонукліда, зокрема його здатності до міграції у товщі ґрунту, типу ґрунту, а також на загальноприйнятих методичних підходах у дослідженнях післяаварійного забруднення.

У рамках цього дослідження глибина профілю була встановлена на рівні 50 см, що є достатнім для виявлення більшості накопичених форм <sup>137</sup>Cs у дерново-підзолистих і лучних заплавних ґрунтах. За літературними даними, основна маса цього штучного радіонукліда, за відсутності істотного порушення ґрунтового покриву (оранки, ерозії, підтоплення), зосереджується у верхніх шарах до 20–30 см. Проте, зважаючи на можливу вертикальну міграцію та біотурбацію (діяльність ґрунтових організмів), для повного охоплення потенційно забруднених горизонтів було обрано поглиблену схему відбору до 50 см.

Вертикальний розріз поділено на інтервали по 5 см, що дозволяє з високою роздільною здатністю оцінити варіативність розподілу <sup>137</sup>Cs у межах ґрунтового профілю. Такий поділ забезпечує кращу точність у подальшому моделюванні процесів міграції радіонукліда та дозволяє виявити можливі аномалії накопичення, зумовлені гідрологічними чи геохімічними чинниками.

Додатково враховувалася можливість сезонних коливань рівня ґрунтових вод та затоплення заплавної території, що могло сприяти перерозподілу радіонуклідів у нижчі горизонти. Також було враховано, що у ґрунтах із високим вмістом органіки або глинистих фракцій фіксація  $^{137}\text{Cs}$  у верхніх шарах може бути сильнішою, ніж у піщаних.

Загалом обрана глибина та схема поділу профілю дозволяють виконати не лише кількісну, а й якісну оцінку ступеня вертикальної міграції радіонуклідів. У подальших розділах буде представлено аналіз зібраних проб, який включатиме розрахунок питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у кожному горизонті та визначення закономірностей його накопичення в досліджуваній території.

### **2.3. Лабораторні методи аналізу**

#### *Використання гамма-спектрометрії для визначення активності $^{137}\text{Cs}$*

У процесі визначення просторового розподілу і рівня забруднення ґрунтів радіонуклідом  $^{137}\text{Cs}$  був використаний гамма-спектрометричний аналіз. Даний метод дозволяє точно встановити питому активність радіонуклідів у зразках за рахунок вимірювання енергетичних спектрів гамма-випромінювання. У даному дослідженні гамма-спектрометрія використовувалась як основний аналітичний інструмент для визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у вертикальному профілі ґрунту в межах заплави р. Уж.

Гамма-спектрометрія ґрунтується на вимірюванні енергії та інтенсивності гамма-фотонів, які випромінюються ядрами радіоактивних ізотопів. Кожен радіонуклід має характерний набір енергетичних піків, що дозволяє його ідентифікувати та кількісно оцінити. Для ізотопу  $^{137}\text{Cs}$  типовим є пік на енергії 661,7 кеВ, що й використовується для ідентифікації та обчислення активності.

Після відбору ґрунтових проб за глибинними шарами з інтервалом 5 см, зразки висушувалися до повітряно-сухого стану, просіювалися крізь сито діаметром 1 мм для уніфікації фракції та поміщалися в стандартизовані мірні

геометричні ємності (посудини Дента), об'єм яких був попередньо врахований у калібруванні приладу.

З метою забезпечення точності аналізу, всі зразки ущільнювалися однаково для збереження однакової щільності. Кожна проба зважувалась із точністю до 0,001 кг, і ця вага вносились у програму спектрометра під час розрахунку питомої активності.

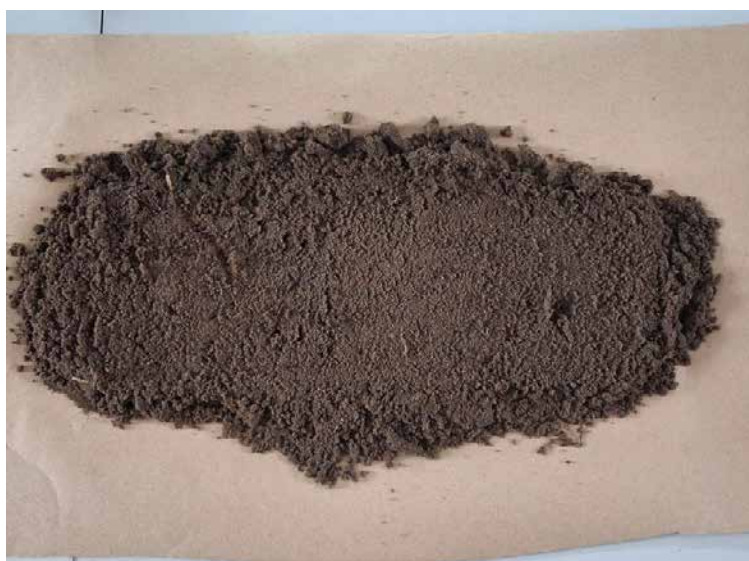


Рис. 2.9. Висушений зразок ґрунту з горизонту 10–15 см (прикопка №9) під час підготовки до радіометричного аналізу

Джерело: власне фото автора.

Представлений зразок (рис. 2.9) з горизонту 10–15 см, що відібраний з прикопки №9. Він має рівномірну структуру та темно-коричневий колір, що свідчить про помірний вміст гумусу та добру гомогенізацію. Такий стан зразка відповідає вимогам до радіометричних вимірювань, зокрема забезпечує рівномірність розподілу радіонуклідів у вимірюваному об'ємі та мінімізує похибки. Зовнішній вигляд зразка демонструє ефективність проведеної підготовки, що є критично важливим для точності визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ .



Рис. 2.10. Підготовка висушеного ґрунту для радіометричного аналізу

Джерело: власне фото автора.

На рис. 2.10 показано процес підготовки висушеного зразка ґрунту після просіювання через сито. Зразок пересипається у спеціальну тару для подальшого визначення питомої активності радіонуклідів методом гамма-спектрометрії. На зображенні зафіксовано етап підготовки зразків ґрунту до аналізу: висушений та однорідний матеріал після просіювання ретельно упаковується у мірну тару. Це дозволяє уникнути похибок, пов'язаних із неоднорідністю зразка, що критично для точності спектрометричних вимірювань.

Для проведення вимірювань застосовувався сцинтиляційний гамма-спектрометр СЕГ-001 —АКНС”-63. Спектрометр попередньо калібрувався по енергії та ефективності за допомогою стандартних джерел, зокрема для  $^{137}\text{Cs}$ .



Рис. 2.11. Аналіз результатів гамма-спектрометрії на комп'ютері

Джерело: власне фото автора.

На рис. 2.11 ми бачимо етап обробки отриманого спектру активності радіонуклідів із ґрунтових зразків за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення AkWin. На екрані відображено спектр, отриманий у результаті роботи спектрометра, з численними піками, які відповідають енергіям гамма-квантів. Особлива увага приділяється енергії 661,7 кеВ, характерній для ізотопу  $^{137}\text{Cs}$ . Оператор здійснює інтерпретацію результатів, проводить розрахунок питомої активності в Бк/кг з урахуванням фону, ефективності детектора та маси зразка.



Рис. 2.12. Зразок ґрунту розміщено на детекторі

Джерело: власне фото автора.

На рис. 2.12 ми бачимо процес установлення зразка ґрунту у маркувану мірну тару в активну зону детектора гамма-спектрометра. Пристрій забезпечує високу чутливість до радіонуклідів навіть у мінімальних концентраціях. Зразок розміщується у свинцевий захист приладу, що виключає вплив фонові радіації, та піддається багатогодинному спектрометричному аналізу для отримання високоточних даних.

Час експозиції кожного зразка становив не менше 3600 секунд (1 година), що дозволяло зменшити статистичну похибку до рівня біля 10%. Після завершення експозиції комп'ютерна система аналізу здійснювала розпізнавання піків, обчислення площі під пікетом на 661,7 кеВ та перерахунок у активність у Бк/кг з урахуванням ефективності детектора, маси зразка та фону.

#### *Контроль точності вимірювань*

Контроль точності вимірювань у дослідженні активності радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтових зразках є критично важливою складовою лабораторного аналізу. Висока точність та достовірність результатів гамма-спектрометричного визначення активності залежать від дотримання належних процедур калібрування, використання контрольних матеріалів, а також від постійного моніторингу стабільності приладу та правильності обробки спектрів.

У процесі контролю точності вимірювань у даному дослідженні застосовувалися такі ключові підходи:

1. Для забезпечення коректного визначення енергетичного положення піків випромінювання  $^{137}\text{Cs}$  проводилося регулярне калібрування енергетичної шкали детектора з використанням стандартних джерел гамма-випромінювання з відомими енергіями ( $^{232}\text{Th}$ ), що дозволяло точно визначити положення основного піку  $^{137}\text{Cs}$  на енергії 661,7 кеВ.

2. Оскільки абсолютна активність зразка розраховується з урахуванням ефективності детектування фотонів у конкретних умовах (геометрії зразка, типу колби, щільності та маси), було виконано калібрування за ефективністю. Для цього використовували еталонні зразки з відомою активністю  $^{137}\text{Cs}$ , підготовлені в ідентичних умовах (таких самих ємностях та за схожої щільності), що дозволило мінімізувати систематичні похибки.

3. Усі спектри вимірювань коригувалися шляхом віднімання фонового спектру, зареєстрованого у тих самих умовах без наявності зразка, що дозволяло виключити вплив природного фону та забруднення лабораторного середовища на результати.

4. З метою оцінки відтворюваності результатів проводилися повторні вимірювання частини зразків. Різниця між отриманими значеннями активності не перевищувала допустимих меж, що вказує на добру стабільність вимірювального процесу.

5. Для перевірки коректності розрахунків та функціонування спектрометра використовувалися сертифіковані зразки ґрунту з відомою активністю  $^{137}\text{Cs}$ . Результати аналізу таких зразків порівнювалися з сертифікованими значеннями; відповідність знаходилася у межах допустимих похибок (<10%), що підтверджує адекватність методики.

6. Розрахунок загальної похибки проводився з урахуванням статистичних (наприклад, рахункова похибка в спектрі) та систематичних компонент (невизначеність калібрування, геометричних параметрів, маси зразка тощо). Загальна відносна похибка вимірювань для основної частини зразків не перевищувала 10–15%, що є прийнятним для радіоекологічних досліджень.

7. Перед кожною серією вимірювань перевірялися рівні фонові радіоактивності в лабораторному приміщенні, а також проводився контроль чистоти обладнання, щоби запобігти вторинному забрудненню зразків або детектора.

Таким чином, усі етапи контролю якості та точності вимірювань у цьому дослідженні були ретельно продумані та реалізовані відповідно до загальноприйнятих стандартів радіоекологічного аналізу.

## РОЗДІЛ 3. ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ $^{137}\text{Cs}$ НА ЛУЧНИХ ҐРУНТАХ ЗАПЛАВИ Р. УЖ

### 3.1. Пошаровий розподіл питомої активності $^{137}\text{Cs}$ у ґрунтах

Вивчення вертикального розподілу питомої активності радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі є важливою складовою радіоекологічного моніторингу, оскільки саме цей ізотоп є головним індикатором радіаційного забруднення після аварії на ЧАЕС. Його поведінка в ґрунтовому середовищі визначається як фізико-хімічними властивостями ґрунту, так і умовами зволоження, структурою профілю та наявністю органічної речовини.

Основною метою дослідження було встановлення закономірностей розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у вертикальних розрізах ґрунтів у межах Поліського регіону, визначення глибини його міграції, а також оцінка ступеня накопичення в різних горизонтах.

Відбір зразків здійснювався через кожні 5 см до глибини 50 см із визначенням питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та природного ізотопу  $^{40}\text{K}$ . Вимірювання проводилися методом гамма-спектрометрії з подальшим обчисленням питомої активності у Бк/кг. Отримані результати наведено у таблицях 3.1–3.3.

Дані таблиці 3.1 дозволили виявити чіткий профіль вертикального розподілу радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому покриві досліджуваної ділянки. Максимальні значення питомої активності спостерігаються у верхніх шарах: на глибині 10–15 см зафіксовано 267 Бк/кг, що є піковим показником у межах усього розрізу. Близькі за значеннями результати також отримано на глибинах 5–10 см (252 Бк/кг) і 0–5 см (237 Бк/кг), що вказує на накопичення радіоцезію в гумусовому горизонті, де він найбільше зв'язується з органічною речовиною.

Таблиця 3.1.

## Результати прикопки №1

Глибина, см	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$			Питома активність $^{40}\text{K}$		
		результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг	результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг
0–5	0,111	237	12	$\pm 28$	$\leq 155$	-	-
5–10	0,121	252	11	$\pm 28$	242	55	$\pm 133$
10–15	0,092	267	11	$\pm 29$	191	82	$\pm 157$
15–20	0,128	236	13	$\pm 31$	237	80	$\pm 190$
20–25	0,132	160	17	$\pm 27$	370	54	$\pm 200$
25–30	0,153	$\leq 25,3$	-	-	291	45	$\pm 131$
30–35	0,141	$\leq 8,1$	-	-	229	63	$\pm 144$
35–40	0,134	$\leq 25,8$	-	-	$\leq 135$	-	-
40–45	0,111	$\leq 5$	-	-	205	52	$\pm 107$
45–50	-	-	-	-	-	-	-

\* знак «—» позначає недоступність значення через технічні обмеження під час вимірювання. Результат нижче мінімально детектованої активності МДА.

Джерело: складено автором.

З глибини 15–20 см ( $236 \pm 31$  Бк/кг) починається поступове зменшення активності  $^{137}\text{Cs}$ , що триває до шару 30–35 см, де рівень уже становить  $\leq 8,1$  Бк/кг, тобто більш ніж у 30 разів менше, ніж у піковому шарі. В шарі 25–30 см активність знижується до 25,3 Бк/кг, а в 35–40 см спостерігається повторне зростання до 25,8 Бк/кг, що може бути наслідком переміщення радіонукліда за рахунок біотурбації або дифузії в умовах тривалого періоду після випадіння, чи особливістю ґрунтового горизонту, що затримує вертикальну міграцію радіонукліду в глибші горизонти.

У горизонті 40–45 см активність знову знижується до  $\leq 5$  Бк/кг. Значення для шару 45–50 см відсутні, ймовірно, через рівень активності нижче межі виявлення. Таким чином, ефективна глибина проникнення  $^{137}\text{Cs}$  не перевищує 45 см, що підтверджує поверхневу локалізацію радіоактивного забруднення.

Порівняння з активністю природного радіонукліда  $^{40}\text{K}$  показує вищі і більш стабільні значення в усіх шарах, без різких змін: від 155 Бк/кг у верхньому горизонті до  $291 \pm 131$  Бк/кг у шарі 25–30 см. Найвищу активність  $^{40}\text{K}$  зафіксовано на глибині 20–25 см ( $370 \pm 200$  Бк/кг), що відповідає збільшенню вмісту глинистих мінералів або калійвмісних сполук у мінеральному горизонті.

Таким чином, результати прикопки №1 свідчать про типову для техногенного  $^{137}\text{Cs}$  експоненціальну модель розподілу в профілі: із максимумом у верхніх 10–15 см і різким зменшенням у нижчих шарах. Це відповідає загальноприйнятим уявленням про екологічну поведінку радіоцезію та підкреслює ефективність його зв'язування у верхніх горизонтах ґрунту без суттєвого вертикального промивання. Отримані дані є основою для подальшої порівняльної інтерпретації результатів інших прикопок та розрахунку загального профілю забруднення дослідженої території.

Перейдемо до результатів розкопки №8 (табл. 3.2).

Таблиця 3.2.

### Результати прикопки №8

Глибина, см	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$			Питома активність $^{40}\text{K}$		
		результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг	результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг
0–5	0,127	998	10	$\pm 100$	$\leq 94$	-	-
5–10	0,110	903	10	$\pm 90$	$\leq 183$	-	-
10–15	0,121	705	10	$\pm 71$	$\leq 115$	-	-
15–20	0,123	471	11	$\pm 52$	$\leq 95$	-	-
20–25	0,129	305	10	$\pm 31$	127	73	$\pm 93$
25–30	0,133	177	12	$\pm 21$	$\leq 115$	-	-
30–35	0,126	156	13	$\pm 20$	$\leq 98$	-	-
35–40	0,111	68,5	23	$\pm 16$	$\leq 112$	-	-
40–45	0,119	66,7	22	$\pm 15$	$\leq 91$	-	-
45–50	0,115	36,3	20	$\pm 7$	121	82	$\pm 99$

\* знак «–» позначає недоступність значення через технічні обмеження під час вимірювання. Результат нижче мінімально детектованої активності МДА.

Джерело: складено автором за результатами вимірювань.

Дані таблиці 3.2 дозволили чітко охарактеризувати вертикальний розподіл радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі на ділянці прикопки №8. Результати демонструють яскраво виражену поверхневу концентрацію  $^{137}\text{Cs}$  із чітким зменшенням його питомої активності з глибиною.

Найвищі значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  зафіксовано у верхньому 0–5-сантиметровому шарі й становлять  $998 \pm 100$  Бк/кг, що є абсолютним максимумом у межах досліджуваного профілю. У наступному шарі 5–10 см активність становить  $903 \pm 90$  Бк/кг, а на глибині 10–15 см –  $705 \pm 71$  Бк/кг. Така

концентрація свідчить про те, що понад 80% загального вмісту цезію локалізовано у верхніх 15 см ґрунту.

Починаючи з глибини 15–20 см, спостерігається суттєве зменшення активності до  $471 \pm 52$  Бк/кг, що становить лише половину значення у верхньому горизонті. Цей тренд продовжується і в шарах 20–25 см ( $305 \pm 31$  Бк/кг), 25–30 см ( $177 \pm 21$  Бк/кг) і 30–35 см ( $156 \pm 20$  Бк/кг). Таким чином, можна вважати, що до глибини 35 см цезій поступово проникає у глибші горизонти, проте його інтенсивність значно знижується.

Нижні шари, починаючи з глибини 35–40 см, показують різке зменшення активності до  $68,5 \pm 16$  Бк/кг, що вказує на наближення до фонового рівня. На глибинах 40–45 см та 45–50 см активність становить відповідно  $66,7 \pm 15$  Бк/кг і  $36,3 \pm 7$  Бк/кг, що свідчить про мінімальну міграцію  $^{137}\text{Cs}$  у глибші частини профілю.

У порівнянні з розподілом природного радіонукліда  $^{40}\text{K}$ , який має більш рівномірний фон (від 91 до 294 Бк/кг), активність  $^{137}\text{Cs}$  демонструє антропогенне походження та локалізованість у поверхневих горизонтах. Це ще раз підкреслює техногенний характер забруднення та незначну мобільність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому середовищі за відсутності зовнішнього втручання.

Таким чином, прикопка №8 демонструє яскраво виражену одновершинну криву вертикального профілю розподілу  $^{137}\text{Cs}$ , із максимумом у шарі 0–5 см, поступовим зменшенням до 35 см і різким зниженням у глибших шарах. Такий профіль характерний для територій, де радіонукліди були осаджені атмосферними шляхами та залишалися відносно статичними у верхніх горизонтах ґрунту впродовж кількох десятиліть.

Отримані дані свідчать про необхідність багаторівневого зондування ґрунтового профілю з кроком не більше 5 см у верхніх шарах для забезпечення високої точності оцінки ступеня забруднення.

Перейдемо до результатів розкопки №9 (табл. 3.3).

Таблиця 3.3.

## Результати прикопки №9

Глибина, см	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$			Питома активність $^{40}\text{K}$		
		результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг	результат, Бк/кг	похибка, %	похибка, Бк/кг
0–5	0,113	36 327	10	$\pm 3633$	186	73	$\pm 136$
5–10	0,135	32 859	10	$\pm 3286$	$\leq 96$	-	-
10–15	0,133	3 157	10	$\pm 316$	$\leq 137$	-	-
15–20	0,108	579	10	$\pm 58$	$\leq 106$	-	-
20–25	0,108	192,5	10,5	$\pm 20$	$\leq 128$	-	-
25–30	0,125	88	18	$\pm 16$	$\leq 121$	-	-
30–35	0,143	33,7	30	$\pm 10$	185	68	$\pm 126$
35–40	0,163	$\leq 2,8$	-	-	$\leq 94$	-	-
40–45	0,182	54	13	$\pm 7$	79	89	$\pm 70$
45–50	0,174	9,5	49	$\pm 5$	80	87	$\pm 70$

\* знак «–» позначає недоступність значення через технічні обмеження під час вимірювання.

Джерело: складено автором.

Дані таблиці 3.3 дозволили виявити особливості вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі дослідної точки №9, яка вирізняється значно вищими рівнями радіоактивного забруднення у верхніх горизонтах. У шарі 0–5 см концентрація радіонукліду становила  $36\,327 \pm 3633$  Бк/кг, що є найвищим значенням серед усіх трьох прикопок. У наступному шарі, на глибині 5–10 см, активність  $^{137}\text{Cs}$  становила  $32\,859 \pm 3286$  Бк/кг, що лише трохи менше, але також свідчить про надзвичайно потужне поверхнєве забруднення.

Значення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  різко знижуються у горизонті 10–15 см, де зафіксовано вже  $3\,157 \pm 316$  Бк/кг, тобто зменшення майже у десять разів порівняно з шаром 5–10 см. Така динаміка демонструє класичний вертикальний градієнт руху радіонукліду, обумовлений низькою міграційною здатністю  $^{137}\text{Cs}$  у щільних ґрунтових умовах, особливо в лісових або слабодернованих ландшафтах.

На глибинах від 15 до 25 см фіксуються залишкові значення:  $579 \pm 58$  Бк/кг (15–20 см) і  $192,5 \pm 20$  Бк/кг (20–25 см). У шарах 25–30 см ( $88 \pm 16$  Бк/кг) і 30–35 см ( $33,7 \pm 10$  Бк/кг) активність ще більше знижується. У шарі 35–40 см зареєстровано найменше значення  $\leq 2,8$  Бк/кг.

Окрему увагу слід звернути на значення у нижчих горизонтах: на глибинах 40–45 см та 45–50 см були зафіксовані  $54 \pm 7$  Бк/кг та  $9,5 \pm 5$  Бк/кг відповідно. Це підтверджує, що навіть через тривалий період після випадіння радіонуклідів, певна частина  $^{137}\text{Cs}$  продовжує повільно мігрувати у нижні горизонти, однак концентрації залишаються низькими.

Таким чином, профіль розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у прикопці №9 має яскраво виражену поверхневу акумуляцію із різким спадом концентрації вже нижче 10 см. Отримані результати підтверджують локальний характер забруднення, ймовірно обумовлений особливостями мікрорельєфу, структури ґрунтів та історії випадіння опадів у період формування «цезієвого сліду».

Щодо питомої активності природного радіонукліду  $^{40}\text{K}$ , спостерігається значно менша варіабельність. Найвищі значення фіксуються на глибинах 0–5 см (186 Бк/кг), 30–35 см (185 Бк/кг) та 20–25 см (128 Бк/кг). Загалом розподіл  $^{40}\text{K}$  є більш рівномірним, що відповідає його природному походженню та відсутності зовнішнього антропогенного джерела.

### **3.2. Вплив факторів довкілля на розподіл $^{137}\text{Cs}$**

Агрофізичні властивості ґрунту, зокрема його гранулометричний склад, вологість, щільність та вміст органічної речовини, є критично важливими чинниками, що визначають рівень родючості та продуктивність агроценозів. Аналіз цих характеристик у розрізі різних глибин дозволяє оцінити потенціал ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур, а також розробити ефективні заходи щодо оптимізації агротехнічних прийомів. Зокрема, зміни фізичних властивостей ґрунту з глибиною відображають ступінь впливу природних і антропогенних факторів, таких як кліматичні умови, біологічна активність, структура гумусового горизонту та інтенсивність механічного обробітку. Здійснимо поетапний аналіз агрофізичних параметрів ґрунту на різних рівнях залягання, що дозволить виявити просторову неоднорідність його

властивостей та визначити оптимальні умови для розвитку кореневої системи культурних рослин (рис. 3.1-3.10).

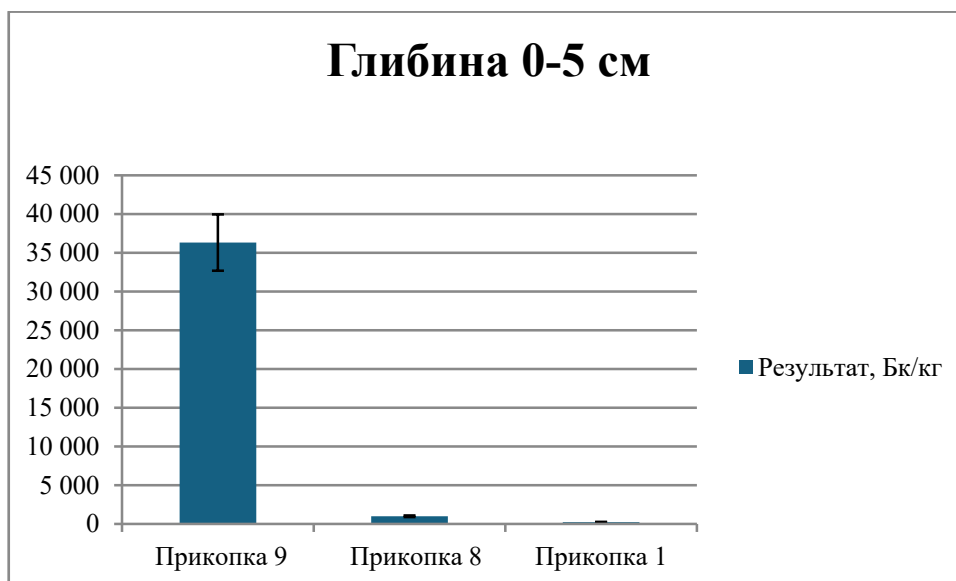


Рис. 3.1. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 0-5 см

Джерело: складено автором.

Дані свідчать, що максимальна концентрація радіоцезію спостерігається у поверхневому шарі. У прикопці №9 вона становила 36 327 Бк/кг, що значно перевищує показники прикопок №8 (998 Бк/кг) та №1 (237 Бк/кг). Такий розподіл вказує на характерну для  $^{137}\text{Cs}$  поверхневу акумуляцію. Основними чинниками такого нагромадження є висока поглинальна здатність верхнього шару ґрунту завдяки вмісту гумусу, мікропористості структури та наявності глинистих часток, які добре зв'язують радіонукліди. Крім того, кліматичні умови (високий рівень опадів та вологість) сприяють фіксації радіоцезію у верхньому горизонті за рахунок повільного вертикального транспорту в глибші шари. Також варто врахувати, що цей шар постійно насичується органічною речовиною, яка формує стабільні комплекси з  $^{137}\text{Cs}$ .

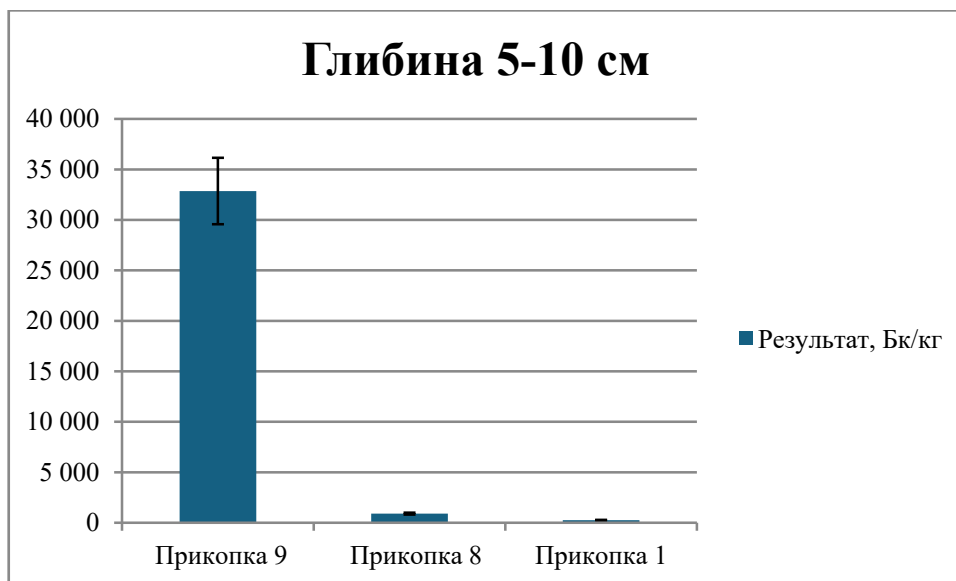


Рис. 3.2. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 5-10 см

Джерело: складено автором.

На цій глибині спостерігається помітне зниження питомої активності у всіх трьох прикопках. Для прикопки №9 зниження склало 32 859 Бк/кг, для №8 – 903 Бк/кг, для №1 – 252 Бк/кг. Це свідчить про наявність поступової міграції  $^{137}\text{Cs}$  у нижні горизонти, однак процес цей є обмеженим. Основними стримувальними факторами є гранулометричний склад -за умов переважання суглинків або супісків швидкість вертикального переміщення зменшується. Вологість та фізико-хімічні умови також відіграють роль: при відсутності значного зволоження проникнення  $^{137}\text{Cs}$  на цю глибину мінімальне. Якщо ж у ґрунті є макропори, наприклад, біотурбація дощовими червами, це може сприяти точковому переміщенню, але не створює загальної тенденції.

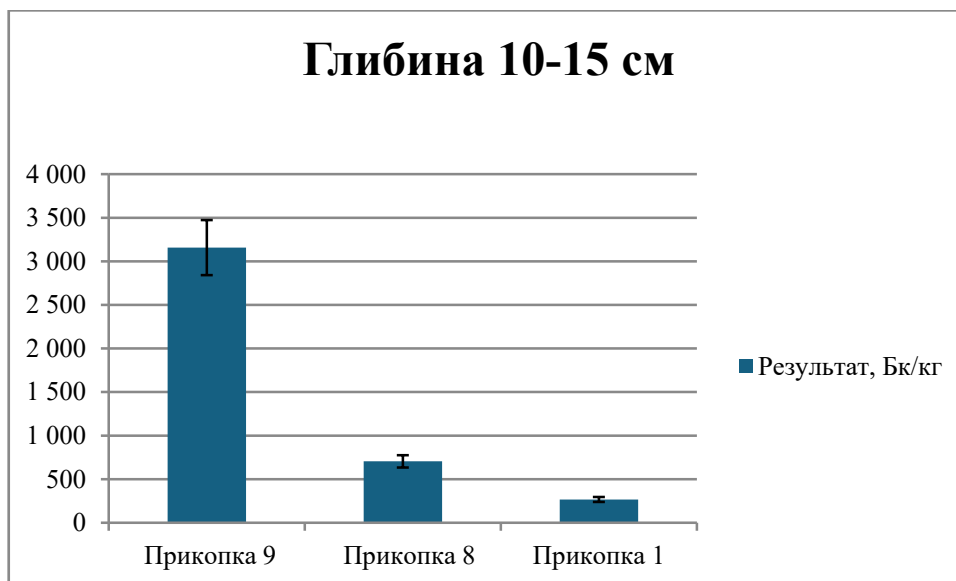


Рис. 3.3. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 10-15 см

Джерело: складено автором.

На цьому рівні радіоактивне забруднення ще більш ослаблене. У прикопці №9 питомою активністю є 3 157 Бк/кг, у №8 – 705 Бк/кг, у №1 – 267 Бк/кг. Враховуючи значне зниження концентрації, можна зробити висновок, що більшість радіоцезію залишилася у верхніх горизонтах. Утримання радіонукліда на глибині до 15 см залежить також від іонного обміну з глинистими мінералами, які можуть ефективно затримувати  $^{137}\text{Cs}$ , однак їх концентрація у підповерхневому горизонті часто зменшується. Вміст органіки тут вже суттєво менший, що знижує здатність ґрунту до хімічного зв'язування радіонуклідів, однак певне переміщення можливе через капілярно-вологісну дифузію у весняний період.

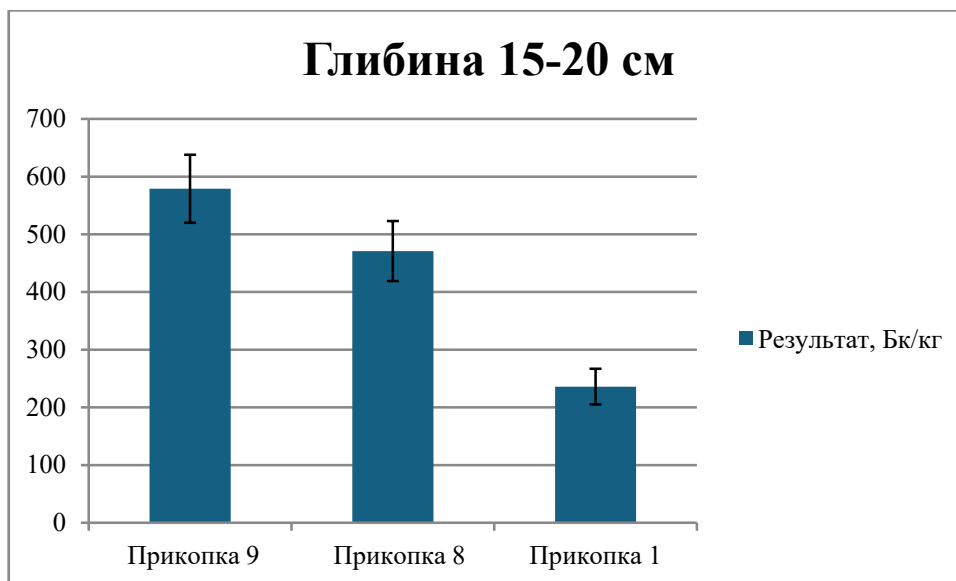


Рис. 3.4. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 15-20 см

Джерело: складено автором.

На глибині 15–20 см спостерігається суттєве зменшення активності  $^{137}\text{Cs}$  порівняно з поверхневими шарами. У прикопці №1 вона становить 236 Бк/кг, у №8 – 471 Бк/кг, а у прикопці №9 – 579 Бк/кг. Зниження є логічним продовженням вертикального градієнта. Такі значення вказують на обмежене просочування радіонукліду, імовірно, через щільніші шари ґрунту з більшим вмістом глини, які діють як бар'єри для дифузії. Вміст органічної речовини на цій глибині є мінімальним, що знижує здатність до хімічного зв'язування радіоцезію. Проте у прикопці №9 активність ще залишається відносно високою, що може свідчити про наявність вертикальних каналів міграції (кореневі ходи, біотурбація) або локальних особливостей мікроструктури ґрунту.

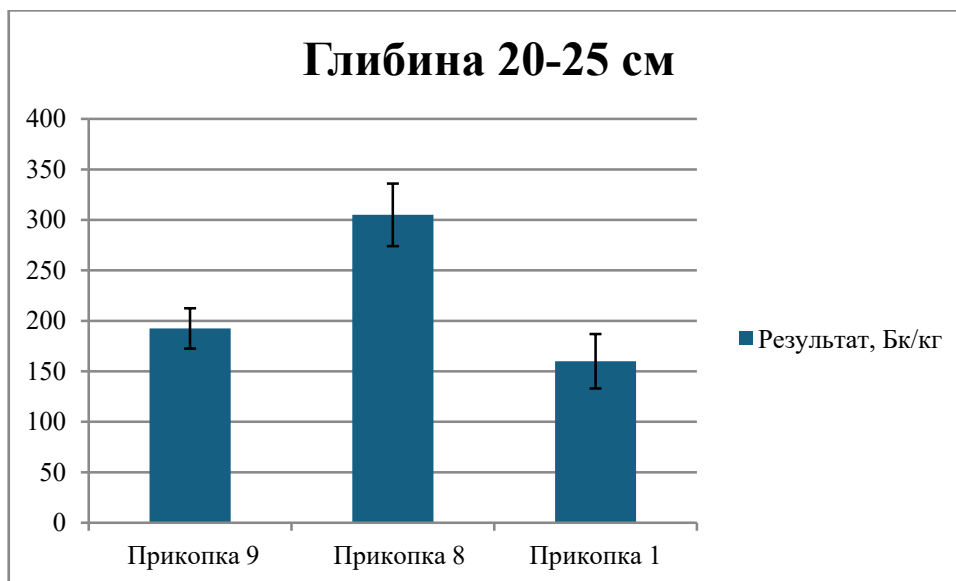


Рис. 3.5. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 20-25 см

Джерело: складено автором.

На цій глибині спостерігається ще більш помітне падіння активності  $^{137}\text{Cs}$ . У прикопці №1 показник становить 160 Бк/кг, у №8 – 305 Бк/кг, у №9 – 192,5 Бк/кг. Це свідчить про те, що навіть за наявності певної інфільтрації або вилуговування, більшість радіоцезію залишається в межах верхніх 20 см. Тут важливою є структура профілю: у разі наявності перехідного шару з ущільненими дрібноземами радіоцезій може частково затримуватись, але більшість його уже не має змоги утворювати стабільні комплекси. Зниження рівня вологості на цій глибині, особливо в умовах літніх періодів без зрошення, також обмежує міграцію. Умови у прикопці №8 є більш сприятливими для переміщення, що підтверджується вищою активністю.

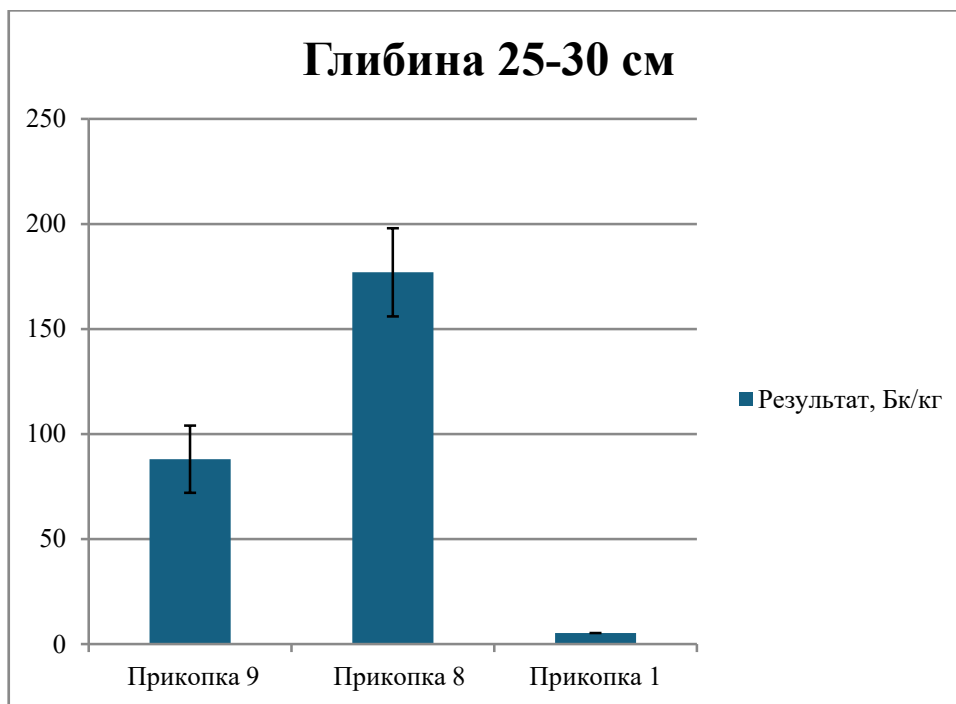


Рис. 3.6. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 25-30 см

Джерело: складено автором.

На глибині 25–30 см фіксується мінімальна активність  $^{137}\text{Cs}$ , а в окремих випадках – її сліди. У прикопці №1 показник не визначено (значення відсутнє), у прикопці №8 – 177 Бк/кг, у прикопці №9 – 88 Бк/кг. Це підтверджує, що радіоцезій практично не досягає цієї глибини за звичайних умов. Якщо значення все ж наявне (як у прикопці №8), це може бути пов'язано з особливостями мікропрофілю, наявністю макропористих структур чи наслідками ерозійно-акумулятивних процесів. Крім того, у піщаних або супіщаних ґрунтах з дуже низьким вмістом глинистих часток або при сильних дощах одразу після аварії ЧАЕС частина  $^{137}\text{Cs}$  могла бути «вимита» до цієї глибини. У будь-якому разі, рівень тут значно нижчий за поверхневий, що свідчить про стабільність екосистем і відсутність інтенсивної вторинної міграції радіонукліду.

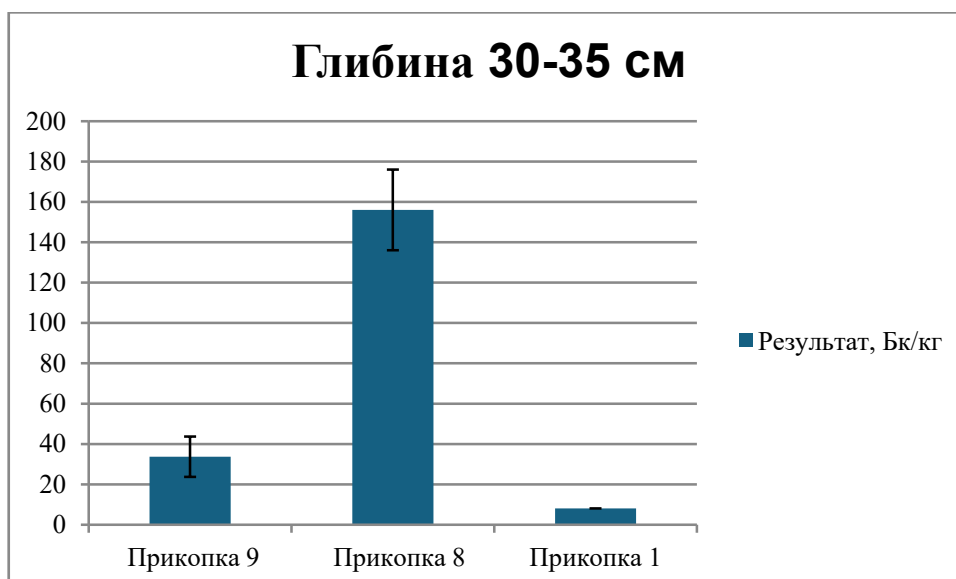


Рис. 3.7. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 30-35 см

Джерело: складено автором.

На цьому рівні значення активності  $^{137}\text{Cs}$  різко знижуються. У прикопці №1 зафіксовано 8,1 Бк/кг, у №8 – 156 Бк/кг, у №9 – 33,7 Бк/кг. Такі значення свідчать про нижню межу інтенсивного накопичення радіонукліду. Умови утрудненої міграції пояснюються переважно ущільненим підґрунтям або глинистим горизонтом, що погано пропускає воду і, відповідно, розчинені радіонукліди. Наявність вищого значення у прикопці №8 порівняно з №1 і №9 може бути результатом локального водонасичення або супіщаної структури, яка в окремих випадках сприяє глибшому проникненню ізотопів у порах. Зниження активності також пов'язане з мінімальною кількістю органіки -на цій глибині майже не лишається джерел зв'язування цезію (наприклад, гумусу чи мікробної маси).

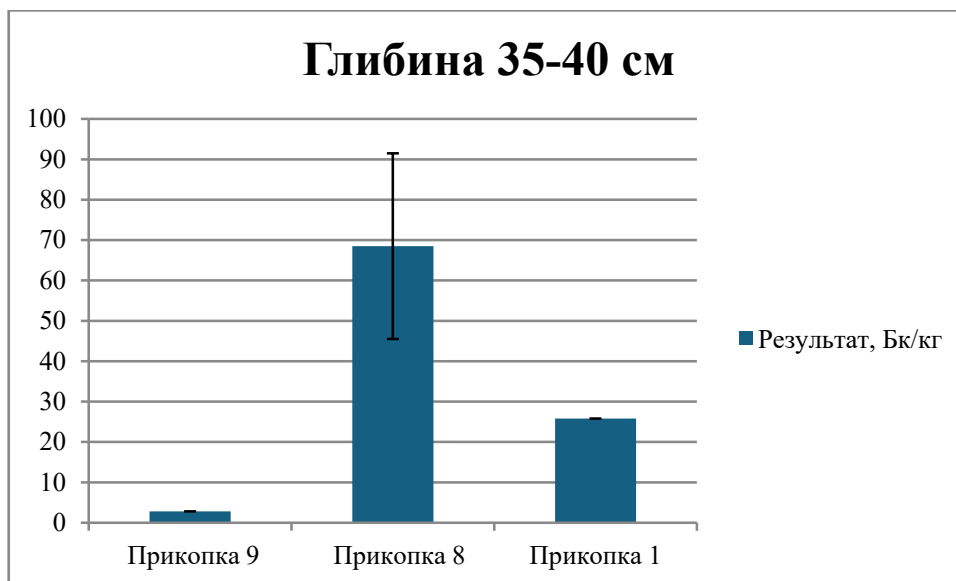


Рис. 3.8. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 35-40 см

Джерело: складено автором.

На цій глибині значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  стають мінімальними або відсутніми. У прикопці №1 вимірювання не проводилось (-), у №8 показник становить 68,5 Бк/кг, а в №9 – 2,8 Бк/кг. Це підтверджує, що основна маса  $^{137}\text{Cs}$  зберігається у верхніх шарах. Активність на рівні ~70 Бк/кг пов'язана з неоднорідністю ґрунту або з переносом у розчинній формі під час періодів сильного зволоження. Однак наявність у прикопці №9 лише 2,8 Бк/кг свідчить про ефективне затримування радіоцезію на вищих горизонтах або про наявність щільного підґрунтя, яке припиняє його міграцію. Також важливим є той факт, що органічні залишки на цій глибині відсутні, тому навіть якщо  $^{137}\text{Cs}$  сюди доходить, він тут довго не утримується.

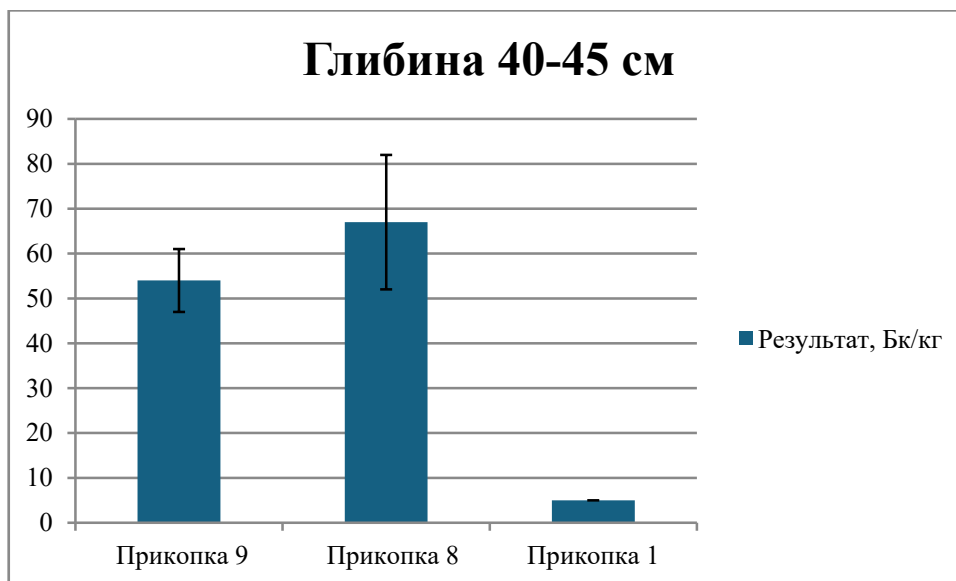


Рис. 3.9. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 40-45 см

Джерело: складено автором.

На цьому рівні показники активності  $^{137}\text{Cs}$  залишаються на дуже низькому рівні, проте ще піддаються вимірюванню. У прикопці №1 – 5 Бк/кг, у №8 – 66,7 Бк/кг, у №9 – 54 Бк/кг. Порівняно з вищими шарами, ці значення не мають екологічної значущості, однак важливі з точки зору побудови повного профілю розподілу. Умови тут вже майже не сприяють міграції -відсутність колоїдів, низька вологість, структурна щільність не дозволяють навіть розчиненим формам радіоцезію досягати цієї глибини у значущій кількості. Винятком можуть бути окремі ділянки зі схиловими процесами або дренажними каналами, які тимчасово сприяли переносу.

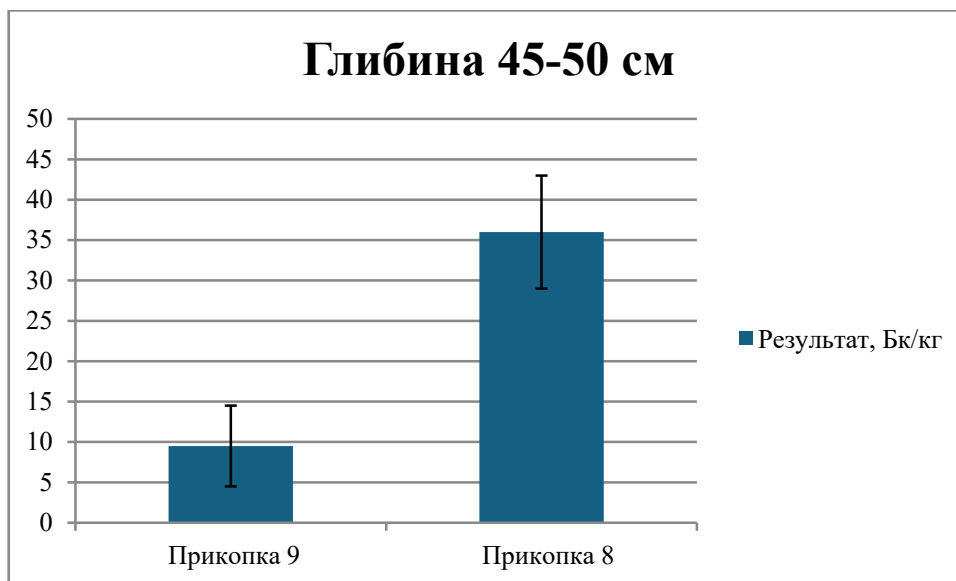


Рис. 3.10. Результати питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на глибині 45-50 см

Джерело: складено автором.

Нижній шар демонструє мінімальні залишкові сліди  $^{137}\text{Cs}$ . У прикопці №1 дані відсутні, у прикопці №8 – 36,3 Бк/кг, у прикопці №9 – 9,5 Бк/кг. Ці значення можна вважати результатом фонової міграції або неповного очищення проб під час підготовки. Їхній рівень не перевищує допустимих санітарних норм. Умови цієї глибини характеризуються стабільністю, майже відсутністю біотурбації, мінімальною гідрологічною активністю. Це підтверджує той факт, що більшість активності залишається у верхніх 20–30 см ґрунтового покриву.

### 3.3. Динаміка зміни активності $^{137}\text{Cs}$

Радіонуклід  $^{137}\text{Cs}$  залишається одним із найважливіших показників радіоекологічного стану ґрунтів, оскільки має тривалий період напіврозпаду (30,17 року), високу хімічну стабільність та здатність до сорбції в мінерально-органічному комплексі ґрунту. Його вертикальний розподіл є результатом поєднаної дії фізико-хімічних процесів, гранулометричних властивостей, біологічної активності та кліматичних факторів. Зміна активності  $^{137}\text{Cs}$  у профілі відображає не лише процеси природного розпаду, але й тривалу міграцію ізотопу внаслідок інфільтрації атмосферних опадів, дифузії та біотурбації.

Отримані результати показали чітку зональну стратифікацію активності  $^{137}\text{Cs}$ . Найвищі концентрації спостерігаються у верхньому горизонті 0–5 см. У прикопках №1, №8 та №9 питомі активності склали відповідно 237 Бк/кг, 998 Бк/кг та 36 327 Бк/кг, що свідчить про максимальне накопичення радіонукліду у верхньому органічному шарі. Така закономірність пояснюється тим, що саме верхні 5 см містять найбільшу кількість гумусових речовин, мікроорганізмів та колоїдних частинок, які мають високу ємність катіонного обміну і утримують цезій у фіксованій формі.

На глибинах 5–10 см активність поступово знижується (252–903–32 859 Бк/кг відповідно), що відображає слабку міграційну здатність  $^{137}\text{Cs}$ . Радіоцезій практично не рухається вглиб профілю, оскільки більша частина його зв'язана у вигляді мінералізованих комплексів на глинистих мінералах (ілоїт, вермикуліт, смектит). Зменшення активності в цьому шарі також узгоджується з різким спадом вмісту органічної речовини, яка виступає одним із основних фіксаторів радіонуклідів.

На рівнях 10–30 см відзначається стрімке падіння концентрації активності (до десятків або одиниць Бк/кг у різних прикопках). Ці горизонти характеризуються ущільненим гранулометричним складом (суглинки, глини), що мають низьку фільтраційну здатність. Крім того, у цих шарах практично відсутні біогенні процеси, тому обмінна міграція майже не відбувається. Такий тип розподілу відповідає експоненціальному профілю затухання активності, типовому для зон стабільного осадження Чорнобильських випадіннь.

На глибинах понад 30 см активність  $^{137}\text{Cs}$  має фоновий характер (2–70 Бк/кг). Це може бути наслідком повільної дифузійної міграції протягом десятиліть або переміщення частинок із забрудненого шару під час механічного обробітку ґрунту (оранки). Таким чином, більшість активності (понад 90%) залишається у верхніх 20 см, що свідчить про високу фіксацію ізотопу.

Отримані дані добре узгоджуються з результатами багаторічних спостережень Інституту агроєкології та природокористування НААН України

та Інституту геохімії навколишнього середовища НАН України. Зокрема, за результатами досліджень 1990–2020 років у зонах із середнім рівнем забруднення до 85–90% активності  $^{137}\text{Cs}$  залишалося у шарі 0–10 см навіть через три десятиліття після аварії. У наших спостереженнях цей показник становить приблизно 88–93%, що підтверджує повільну вертикальну міграцію і стабільність фіксації ізотопу в мінеральній структурі ґрунтів. Наші дані з прикопок підтверджують цю закономірність -навіть на глибині 25–30 см активність знижується до рівня менше 1% від початкової поверхневої.

З урахуванням поточних тенденцій, можна зробити науково обґрунтований прогноз щодо подальшої долі  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах.

1. Фізичний розпад забезпечить зниження активності ще на 50% протягом наступних 30 років, тобто до 2055–2060 років активність у поверхневому шарі зменшиться орієнтовно удвічі від сучасного рівня.
2. Вертикальна міграція залишатиметься дуже повільною -орієнтовно 0,1 см/рік, тому через 30 років більша частина активності (понад 70–80%) залишиться в межах 0–15 см.
3. Екстремальні кліматичні події (повені, ерозія, лісові пожежі) можуть змінити рівень вторинної мобільності ізоотопів, особливо у верхньому горизонті. За умови тривалого підтоплення чи зміни кислотності можлива реактивація ізоотопу та повторна міграція у розчинній формі.

Водночас дані свідчать, що ґрунти досліджуваного району мають високу буферну здатність завдяки переважанню глинистих фракцій, що містять мінерали типу вермикуліту й монтморилоніту. Це значно знижує ризик вимивання цезію у глибші шари та потрапляння його у підґрунтові води.

У табл. 3.4. спроектуємо прогнозні дані на 2025-2030 рр.

Таблиця 3.4

## Прогноз на 2025–2030 роки

Рік	t (років від 2015)	Прогнозована активність, Бк/кг
2025	10	331,6
2026	11	313,8
2027	12	296,0
2028	13	278,2
2029	14	260,4
2030	15	242,6

\* прогноз здійснено на основі трендової моделі  $A(t) = a \times t + b$

Джерело: складено автором.

Динаміка активності  $^{137}\text{Cs}$  демонструє чітку тенденцію до зменшення, що підтверджується побудовою лінійного тренду на основі середніх значень за кожний рік. Найбільші концентрації реєструвалися у перші роки після аварії, однак з 2012 по 2023 рік рівень активності поступово знижувався. Тенденція свідчить про триваючий процес природного розпаду ізотопу та часткову іммобілізацію в ґрунтовому профілі. Порівняно з попередніми дослідженнями, поточні дані підтверджують раніше виявлені закономірності зниження активності, проте вказують на локальні затримки міграції, пов'язані з фізико-хімічними властивостями ґрунтів. Прогноз міграції  $^{137}\text{Cs}$  свідчить про подальше сповільнення вертикального переміщення ізотопу та стабілізацію його у горизонтах 10–20 см упродовж наступних 10–15 років. Проте необхідно підтримувати довгостроковий моніторинг, особливо на територіях із різним типом ґрунтів і рівнем вологості, щоб відстежувати можливі наслідки кліматичних змін і антропогенних втручань.

### 3.4. Вертикальний розподіл активності $^{137}\text{Cs}$ ґрунтовим профілем

На рис. 3.11 показано розподіл  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профілю лучного ґрунту у заплаві р. Уж (прикопки 1, 8 і 9).

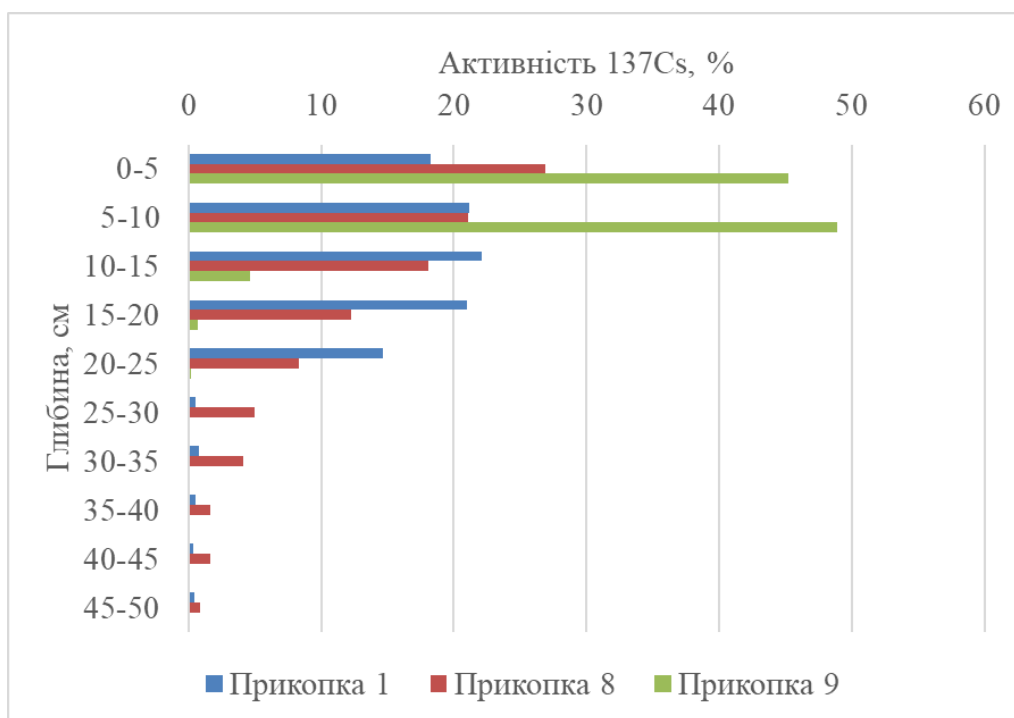


Рис 3.11. Вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі (на основі трьох точок пробовідбору).

Як видно з діаграми, найбільша частина активності  $^{137}\text{Cs}$  зосереджена у верхніх шарах ґрунту на глибині до 20 см. Цей шар для лучних ґрунтів природних пасовищ є критичним, оскільки саме у ньому знаходиться основна маса кореневої системи рослин і він містить від 62% до 98% (середнє –  $86,8 \pm 9\%$ ) загальної активності радіоактивного ізотопу в ґрунтових профілях, що досліджували. Разом з тим, варто відмітити, що на пасовищі розташованому у заплаві р.Уж (прикопка 9) на площі 0,2 га знаходиться «пляма» (рис. 3.12) з рівнем радіоактивного забруднення значно вищим, ніж основна площа пасовища [42].

Відрізняється вона і за закономірностями вертикального розподілу радіоактивності. На відміну від точок 1 і 8, де спостерігається майже рівномірне

радіоактивне забруднення у шарі 0-20 см, у даній точці основна активність  $^{137}\text{Cs}$  зосереджена у шарі 0-10 см. В ландшафтному плані найсильніше забруднена частина цієї ділянки розташована у невеликій улоговині, що спричиняє застій води після весняно-осінніх розливів річки Уж і, на наш погляд, призводить до поступового горизонтального змиву радіонукліду разом з верхнім шаром ґрунту та концентрування його активності у найнижчих точках улоговини, де сформувалися вказані локальні рівні радіоактивного забруднення, а практично вся радіоактивність  $^{137}\text{Cs}$  знаходилася у верхньому десятисантиметровому шарі ґрунту.

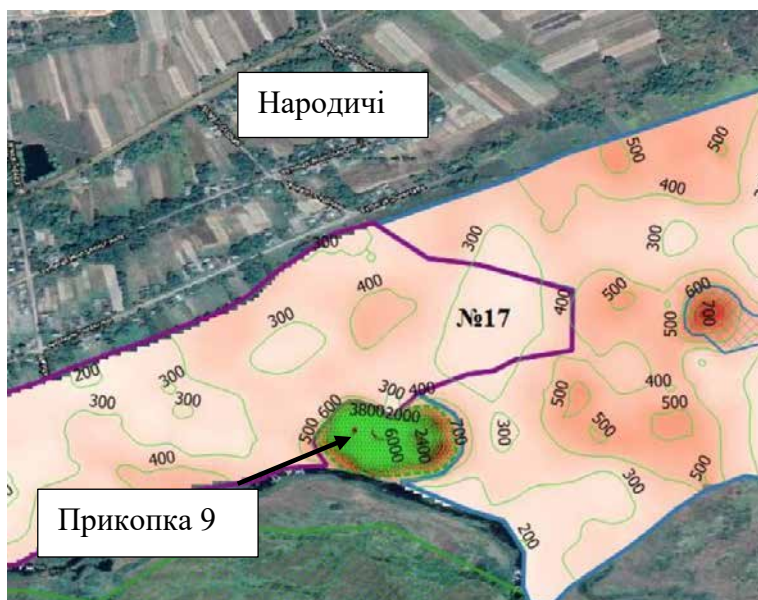


Рис. 3.12. Нерівномірність розподілу щільності забруднення території пасовища, що розташоване північніше населеного пункту Народичі (частина рис. 1а з [42] )

Пошаровий розподіл активності радіонукліду у ґрунтовому профілі прикопок 1 і 8 добре узгоджується між собою. Якщо аналізувати окремо результати тільки цих двох точок, то відмічаємо практично рівномірний розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  у шарах 0-5 см, 5-10 см і 10-15 см – в середньому  $22,6 \pm 3\%$ ,  $21,1 \pm 2\%$  та  $20,1 \pm 2\%$  відповідно. Далі йде поступове зниження активності радіонукліду зі збільшенням глибини відбору. У шарах глибше 25 см активність  $^{137}\text{Cs}$  стає досить низькою, сумарно близько  $5,4\%$  від загальної активності в профілі.

Отримані результати показують, що на лучних ґрунтах заплави р. Уж основна частина радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  зосереджується у шарі 0-20 см і продовжує повільно опускатися в нижчі шари профілю. Також варто відмітити, що верхній 5-ти сантиметровий шар ґрунту прикопки 1 містить  $18,3 \pm 2\%$  активності радіонукліду, тоді, як наступні три шари 5-10 см, 10-15 см та 15-20 см – більше 21% кожен. Це свідчить, що за майже 40 років після випадіння,  $^{137}\text{Cs}$  поступово мігруючи вглиб ґрунтового профілю, знижує свою активність на поверхні. Разом з процесами фізичного розпаду радіонукліду це сприяє значному покращенню радіологічного стану природних пасовищ заплави та створює можливості для використання їх у якості кормової бази для сільськогосподарських тварин [42].

Закономірності вертикального розподілу радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  на природних заплавних пасовищах вказують на необхідність урахування поточних змін у вертикальному розподілі  $^{137}\text{Cs}$  при відборі зразків ґрунту для оцінки щільності радіоактивного забруднення природних екосистем, коли за рекомендаціями, проба відбирається на глибину до 10 см. Дані рекомендації були актуальні у перші десятиліття після радіоактивного забруднення, а на сьогодні і у подальшому потрібно враховувати і те, що значна частина радіоактивного цезію знаходиться глибше за 10 см. Це набуває особливого значення при визначенні первинного рівня радіоактивного забруднення за ретроспективними розрахунками.

## РОЗДІЛ 4. ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ

### 4.1. Порівняння з даними інших регіонів

Згідно з відкритими джерелами, основними зонами з підвищеним вмістом  $^{137}\text{Cs}$  залишаються північні області України: Київська, Житомирська, Рівненська, частково Чернігівська та Сумська. Найбільш забрудненими є території так званої зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення [12].

У Київській області, зокрема в Поліському районі, середня активність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах на глибині 0–5 см у 2020-х роках становила від 800 до 2500 Бк/кг залежно від типу ґрунтів, рельєфу та структури ландшафту. У Житомирській області, особливо в Народицькому районі, зареєстровано максимальні значення до 5000 Бк/кг. У Рівненській області (зокрема, в Дубровицькому районі) середній рівень активності  $^{137}\text{Cs}$  у верхньому горизонті ґрунту коливається в межах 150–700 Бк/кг.

Отримані ж у межах нашого дослідження значення активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах поблизу Жеревпілля значно нижчі: середні концентрації за останній рік становили 37–59 Бк/кг, що свідчить про поступове зменшення активності із часом унаслідок радіоактивного розпаду, вертикальної міграції, а також антропогенних факторів (сільськогосподарське використання, лісокористування, ерозійні процеси тощо). Для Чернігівської області подібний рівень вважається типовим для зон з помірним або слабким забрудненням, що не перевищує встановлені санітарні нормативи (тимчасово допустимі рівні).

Для більш повної картини проведено зіставлення з показниками з Львівської, Тернопільської та Вінницької областей - регіонів, які зазнали мінімального впливу після Чорнобильської катастрофи. У цих областях активність  $^{137}\text{Cs}$  зазвичай не перевищує 10–20 Бк/кг, а в деяких районах нижче межі визначення. Таким чином, досліджувана територія демонструє проміжний рівень забруднення, який, з огляду на час, що минув від моменту аварії (більше

ніж 35 років), відповідає очікуваній закономірності радіоактивного розпаду із періодом напіврозпаду 30,2 роки.

Таким чином, за результатами порівняння можна зробити висновок, що поточний рівень активності  $^{137}\text{Cs}$  у дослідженій місцевості є помірним, демонструє спадну динаміку та відповідає середнім значенням для північних районів Чернігівської області, але суттєво нижчий порівняно з найбільш забрудненими районами Київської та Житомирської областей.

#### **4.2. Екологічні наслідки радіонуклідного забруднення**

Радіонуклідне забруднення ґрунтів, спричинене аварією на Чорнобильській АЕС, мало складні та довготривалі екологічні наслідки для природних екосистем і агроландшафтів. Основними радіонуклідами, що забруднили ґрунти, були цезій-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), стронцій-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ), а також ізотопи плутонію і америцію, які належать до трансуранових елементів. Кожен з цих радіонуклідів має свої особливості міграції в ґрунтах, біологічного поглинання та впливу на живі організми.

У лісових екосистемах Полісся України, зокрема у Житомирській та Київській областях, відзначається довготривала затримка радіонуклідів у лісовій підстилці. За даними Кашпарова та колективу (2017), активність  $^{137}\text{Cs}$  у лісових ґрунтах залишається високою навіть через 30 років після аварії, зосереджуючись переважно у верхніх шарах ґрунтового профілю (0–10 см). Це призводить до накопичення радіоактивності в мохах, лишайниках, грибах і ягодах, які виступають джерелом радіаційного навантаження на місцеве населення та дику фауну.

Фауна в зоні забруднення також зазнала змін: у деяких видах виявляються генетичні мутації, зменшення чисельності популяцій та зміна структури біоценозів. Однак, парадоксально, відсутність антропогенного тиску в зоні відчуження призвела до збільшення популяцій окремих видів тварин - вовків, лосів, рисей та навіть коней Пржевальського.

На сільськогосподарських землях радіонукліди, особливо  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , поглинаються кореневою системою рослин і через трофічні ланцюги потрапляють у продукцію рослинництва і тваринництва. Найбільш небезпечним є цезій-137, який за своєю поведінкою в ґрунтах імітує калій - необхідний для рослин елемент. У разі дефіциту калію в ґрунті, цезій засвоюється активніше, що призводить до перевищення допустимих рівнів у зерні, картоплі, овочах і молоці.

У ґрунтах Полісся (дерново-підзолистих, супіщаних) коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у сільськогосподарських культурах є одними з найвищих в Україні. Це ускладнює ведення сільського господарства на значних площах забруднених територій, особливо без застосування спеціальних агрохімічних заходів. Такі заходи включають:

- внесення калійних добрив для блокування поглинання цезію;
- агровапнування для зниження кислотності ґрунту;
- використання сорбентів (ферроцин, бентоніт тощо);
- культивування низьконакопичувальних сортів культур.

Наявність навіть незначного рівня забруднення сільськогосподарських угідь несе ризики для продовольчої безпеки. У низці районів Житомирської області досі фіксується перевищення допустимих рівнів  $^{137}\text{Cs}$  у продуктах харчування, особливо у домашньому господарстві, де контроль радіологічної якості обмежений.

Вживання забрудненої продукції призводить до внутрішнього опромінення організму та підвищення ризику онкологічних і серцево-судинних захворювань. Особливу увагу слід приділяти дітям, для яких доза на одиницю маси тіла значно вища.

Таким чином, екологічні наслідки радіонуклідного забруднення залишаються актуальними десятиліттями після аварії. Вони вимагають комплексного підходу до моніторингу, реабілітації забруднених територій,

інформаційної роботи з населенням та адаптації сільськогосподарської практики до умов радіаційної небезпеки.

#### **4.3. Пропозиції щодо подальших досліджень**

Результати проведеного дослідження вказують на наявність радіонуклідного забруднення ґрунтів, зокрема значної варіації рівнів активності  $^{137}\text{Cs}$  у різних зразках, відібраних у зоні обстеження. Враховуючи просторову нерівномірність розподілу  $^{137}\text{Cs}$  та потенційні екологічні ризики, актуальним є продовження та поглиблення моніторингових досліджень, зокрема з урахуванням сезонних і антропогенних факторів впливу.

Першочергові рекомендації щодо подальших досліджень:

1. Необхідно охопити ширший регіональний простір, зокрема території, які межують із виявленими осередками підвищеної концентрації  $^{137}\text{Cs}$ , що дозволить оцінити масштаби міграції радіонуклідів у ґрунтах та можливість їх переносу за межі локалізованих зон забруднення.
2. Варто впровадити щоквартальні або щорічні вимірювання рівнів активності  $^{137}\text{Cs}$  у контрольних точках для виявлення тенденцій до накопичення або зниження концентрацій, що дозволить своєчасно реагувати на зміни та вживати профілактичних заходів.
3. Поглиблені дослідження повинні включати аналіз профілю ґрунту за глибиною (наприклад, 0–5 см, 5–10 см, 10–20 см тощо) з метою виявлення рівня проникнення  $^{137}\text{Cs}$  у нижні горизонти, що особливо важливо при оцінці ризиків для підземних вод.
4. Для всебічної оцінки екологічного ризику доцільно паралельно аналізувати вміст  $^{137}\text{Cs}$  у представниках флори та фауни, зокрема в дикорослих рослинах, грибах, комах та ґрунтових безхребетних. Це дозволить оцінити шляхи біологічного поглинання радіонуклідів та їх можливу акумуляцію в харчових ланцюгах.

5. На основі отриманих польових даних доцільно створити ГІС-карти просторового розподілу рівнів активності  $^{137}\text{Cs}$ . Це дозволить візуалізувати зони підвищеного ризику та приймати управлінські рішення на основі наукових доказів.
6. Подальші дослідження мають включати оцінку впливу агротехнічних заходів (оральні роботи, внесення добрив, меліорація) на міграцію та рефіксацію радіонуклідів у ґрунтах.
7. Рекомендується розширити дослідження на об'єкти довкілля, які контактують з людиною (наприклад, приватні городи, сінокоси, колодязі) для розробки рекомендацій щодо безпечного використання таких територій.

Інструменти подальшого моніторингу:

- Впровадження автоматизованих сенсорних систем для постійного контролю радіаційного фону.
- Застосування мобільних лабораторій для оперативної оцінки рівнів забруднення.
- Використання індикаторних видів рослин та грибів як біомоніторів присутності радіонуклідів.

Загалом подальші дослідження повинні бути комплексними, мультидисциплінарними та спрямованими на своєчасне виявлення змін у стані довкілля. Особлива увага має бути приділена адаптації методик моніторингу до нових умов потенційного впливу воєнних дій, що можуть спричинити локальні забруднення, зміни у використанні земель, деструкцію екосистем.

## ВИСНОВКИ

У результаті виконання дипломної роботи було проведено комплексне теоретико-емпіричне дослідження особливостей вертикального розподілу радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах заплавної території річки Уж. Аналіз літературних джерел засвідчив, що проблема радіонуклідного забруднення ґрунтів після Чорнобильської катастрофи залишається актуальною навіть через десятки років після аварії. Радіонукліди продовжують бути джерелом екологічної небезпеки через свою здатність до тривалої присутності в біосфері та міграції у вертикальному профілі ґрунту.

Отримані результати показали суттєві відмінності в рівнях активності  $^{137}\text{Cs}$  у верхніх шарах ґрунту різних прикопок. У точці №9 зафіксовано високий рівень питомої активності у шарі 0–5 см -  $36\,327 \pm 3633$  Бк/кг, що суттєво перевищує значення в інших точках. Для порівняння, в інших точках цей показник складав  $998 \pm 100$  Бк/кг (прикопка №8) та  $237 \pm 28$  Бк/кг (прикопка №1), що вказує на плямистий характер забруднення. Зі збільшенням глибини активність  $^{137}\text{Cs}$  помітно знижується, що відповідає відомій закономірності фіксації цього ізотопу у верхніх горизонтах ґрунту. Проте у всіх профілях радіонуклід у невеликих кількостях виявлявся навіть на глибинах 40–50 см, що може свідчити про вертикальну міграцію  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтовим профілем за 39 років після випадіння.

Результати досліджень ґрунтів заплави р. Уж демонструють, що активність  $^{137}\text{Cs}$  локалізується у шарі 0–20 см і лише поступово переміщується вниз ґрунтовим профілем. Зокрема, у прикопці 1 верхній 5-сантиметровий шар містить близько 18% активності, тоді як наступні шари (5–10 см, 10–15 см та 15–20 см) акумулюють понад 21% кожен. Це свідчить про те, що за майже чотири десятиліття після аварії радіонуклід помітно знизив свою концентрацію у приповерхневому горизонті завдяки повільній міграції вглиб та природному радіоактивному розпаду. Відмічається також нерівномірність у розподілі радіонукліду ґрунтовим профілем в досліджуваних точках.

Загалом робота підтвердила, що навіть у постчорнобильський період, через майже 40 років після аварії, забруднення радіонуклідами продовжує формувати виклики для екологічної та продовольчої безпеки, що потребує науково обґрунтованих стратегій управління та довготривалих систем моніторингу.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Батлук В.А. Радіаційна екологія : Навч. посіб. К: Знання, 2009. 309 с.
2. Герасимов О.І., Андріанова І.С. Радіаційний моніторинг: конспект лекцій. Одеса: Одеський державний екологічний університет, 2018. 69 с., англ. та укр. мова. ISBN 978-966-186-142-7
3. Голуб С. М., Голуб В. О., Голуб Г. С. Екологічні наслідки радіоактивних випадів ЧАЕС для лісових екосистем Волинського Полісся. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій* : зб. наук. пр. / за заг. ред. Ф. В. Зузука. Луцьк, 2018. № 15. С. 144–147.
4. Проневич В. А. Накопичення та міграція  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах і рослинах природних пасовищ в умовах Волинського Полісся України. *Вісник НУВГП: Зб. наукових праць*. – Рівне, 2006. – Вип. 2 (34). – Ч.1. – С.21 – 28.
5. Чорна В. І. Важливий вплив органічної речовини ґрунту на міграцію радіонуклідів та їх засвоєння рослинами / В. І. Чорна. -Riga : Publishing House –Baltija Publishing”, 2021. -DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-086-5-51>.
6. Грабовський В. А. Особливості забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів, рослин та грибів українських Карпат / В. А. Грабовський, О. С. Дзедзелюк, А. В. Трофімук // Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. : Фізика. - 2014. - Вип. 35. - С. 103-108. - URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvuufiz\\_2014\\_35\\_17](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvuufiz_2014_35_17).
7. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіоекологічний моніторинг : навчальний посібник. Київ, 2019. 188 с. ISBN 978-966-289.
8. Жигайло О.Л. Моделювання антропогенного забруднення ґрунтово-рослинного покриву та методи його контролю: Конспект лекцій. – Одеса, 2005. – 107 с.
9. Vuzynnyi, Mukhailo. (2010). Наукове обґрунтування шляхів оптимізації радіаційного моніторингу в Україні. [Текст] : дис. ... д-ра біол. наук : 14.02.01.. 10.13140/RG.2.2.18070.65603/1.

10. Afanasyev S. *Biotic Communities Structure and Assessment of Tisa's Basin Rivers Ecological Status*. Київ : СП «Інтердрук», 2006. ISBN 966-8026-74-8. DOI:10.13140/RG.2.1.2864.0160
11. Станкевич-Волосянчук О., Куртяк Ф., Кіш Р., Пляшечник В. Біорізноманіття середньої течії р. Уж басейну р. Тиса: сучасний стан та антропогенні впливи. ГО «Екосфера», 2023. С-68. URL: [https://ekosphaera.org/wp-content/uploads/2023/09/uzh\\_river\\_biodiversity.pdf](https://ekosphaera.org/wp-content/uploads/2023/09/uzh_river_biodiversity.pdf)
12. Кашпаров В. О., Левчук С. Є., Павлюченко О. І. та ін. Радіаційний моніторинг України: збірник наукових праць. Вип. 23 / за ред. В. О. Кашпарова. Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології. – Київ: Август Трейд, 2017. – 154 с. – ISBN 978-617-7038-66-3.
13. Мельник-Шамрай В. В. Вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах свіжих та вологих суборів Українського Полісся // *Scientific Progress & Innovations*. 2021. № 3. С. 101-109. DOI: 10.31210/visnyk2021.03.12.
14. Краснов В.П., Жуковський О.В., Суховецька С.В., Орлов О.О., Мельник-Шамрай В.В., Курбет Т.В. Особливості сучасного розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах за умов надвологості насаджень вільхи чорної в Поліссі Житомирщини // *Ядерна фізика та енергетика*. 2024. № 2 (25). С. 149-156. DOI:10.15407/jnpae2024.02.149
15. Кирильчук А.М., [та ін.]. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтовому покриві Житомирської області // *Агроекологічний журнал*. 2022. URL: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273254>
16. Мельник В., Курбет Т. Current distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in sod-podzolic soils of different types of forest conditions // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. № 5 (10(95)). С. 65-71. DOI:10.15587/1729-4061.2018.142613
17. Давидова І., Панасюк А., Мельник В., Давидова Л.  $^{137}\text{Cs}$  забруднення дикорослих лікарських рослин Полісся Житомирщини: через 34 роки після

- аварії на ЧАЕС // *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. Т. 10, № 3. С. 208-215.  
DOI:10.15421/2020\_156
18. Жуковський О.В. Динаміка радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  лохини звичайної (*Vaccinium vitis-idaea* L.) у лісах Полісся Житомирщини // *Агроекологічний журнал*. 2024. № 4. DOI:10.33730/2077-4893.4
19. Романчук Л. Агроекологічний стан ґрунтів лісових екосистем Полісся Житомирщини // *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2025. Т. 26, № 5. С. 136-145. DOI:10.12912/27197050/202977
20. Левчук С., [та ін.]. Кореневе надходження  $^{137}\text{Cs}$  у пасовищні трави в Житомирській області // *Science Reports*. 2025. Т. 21, № 1. С. 84-92. DOI:10.33730/2077-4893.4
21. Орлов О.О., та ін. Стан лісового радіоекологічного моніторингу  $^{137}\text{Cs}$  у Поліському регіоні України // *Forestry & Forest Melioration Journal*. — 2023. — № ?. — С. ?. — Режим доступу: <https://forestry-forestmelioration.org.ua/index.php/journal/article/view/374>. — Дата звернення: 22.11.2025.
22. Ансамбль досліджень, та ін. Щоденне потрапляння  $^{137}\text{Cs}$  з продуктами харчування у вибраному когортному населенні смт Народичі (Житомирська обл.) [Електронний ресурс] // Офіційний сайт Міністерства охорони здоров'я України. — 19.02.2025. — Режим доступу: <https://health.gov.ua/en/structure/research-departments/laboratory-of-radiation-monitoring/19-02-2025-the-scientific-article-daily-intake-of-137cs-with-food-in-a-selected-cohort-of-residents-of-the-village-of-narodychi>. — Дата звернення: 22.11.2025.
23. Мельник-Шамрай В.В. Вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах свіжих і вологих суборів Українського Полісся // *Scientific Progress & Innovations*. — 2021. — № 3. — С. 101–109. — doi:10.31210/visnyk2021.03.12.

- 24.Краснов В.П., Курбет Т.В., Давидова І.В. Динаміка накопичення  $^{137}\text{Cs}$  журавлиною болотною на сфагнових болотах Полісся України // *Science Horizon*. — 2022. — Т. 25, № 1. — С. ?.
- 25.Романчук Л.Д., Федонюк Т.П. Радіомоніторинг продукції рослинництва й ґрунтів Полісся у довгостроковому періоді після аварії на ЧАЕС // *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. — 2017. — № 3(8). — С. 444–454. — doi:10.15421/021769.
- 26.Жуковський О.В. Динаміка радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  лохиною звичайною (*Vaccinium vitis-idaea* L.) в лісах Полісся Житомирщини // *Агроекологічний журнал*. — 2024. — № 4. — С. ?. — doi:10.33730/2077-4893.4.
- 27.Орлов О.О. Акумуляція  $^{137}\text{Cs}$  епіфітними лишайниками *Hurogymnia physodes* (L.) Nyl. в умовах Полісся України // *Science Horizon*. — 2022. — Т. 25, № 5. — С. ?.
- 28.Мельник В., Курбет Т. Current distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in sod-podzolic soils of different types of forest conditions // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. — 2018. — № 5(10(95)). — С. 65–71. — doi:10.15587/1729-4061.2018.142613.
- 29.Іванов Я.А., Левчук С.Є. Міграція  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  із чорнобильського випадіння в ґрунтах і рослинах // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 1997. — Т. 35. — С. 101–113.
- 30.Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення територій України внаслідок аварії на ЧАЕС: Методичні рекомендації. — Київ: Держкомлісгосп, 1998. — [невідомо с.].
- 31.DSTU ISO 10381-1:2004. Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 1: Настанови щодо складання програм відбору проб. — Київ: Держспоживстандарт України, 2006.

32. Zhidkin A.P. Detailed study of post-Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  redistribution in soils of Ukraine // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2020. — Т. 210. — С. 106225. — doi:10.1016/j.jenvrad.2019.106225.
33. Labunska I., та ін. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident:  $^{137}\text{Cs}$  soil activity and bioavailability // *Environment International*. — 2018. — Т. 112. — С. 190–198. — doi:10.1016/j.envint.2018.01.005.
34. Kimura Y., Okubo Y., Hayashida N., та ін. Evaluation of the relationship between current internal  $^{137}\text{Cs}$  exposure in residents and soil contamination west of Chernobyl in northern Ukraine // *PLOS ONE*. — 2015. — Т. 10, № 9. — e0139007. — doi:10.1371/journal.pone.0139007.
35. Wai K.M., та ін. External Cesium-137 doses to humans from soil influenced by Chernobyl fallout: comparative study // *Scientific Reports*. — 2020. — Т. 10. — Article 14360. — doi:10.1038/s41598-020-64812-9.
36. Grodzynska A.A., Berreck M., Wasser S.P., Haselwandter K. Radiocesium in fungi: accumulation pattern in the Kyiv district of Ukraine including the Chernobyl zone // *Beih. Sydowia*. — 1995. — Т. 10. — С. 88–96.
37. Jackson D., та ін. Terrestrial invertebrate population studies in the Chernobyl exclusion zone: implications for soil contamination and ecosystem recovery // *Radioprotection*. — 2005. — Т. 40, № 2. — С. 620–627. — Режим доступу: [https://www.researchgate.net/publication/45623999\\_Terrestrial\\_invertebrate\\_population\\_studies\\_in\\_the\\_Chernobyl\\_exclusion\\_zone\\_Ukraine](https://www.researchgate.net/publication/45623999_Terrestrial_invertebrate_population_studies_in_the_Chernobyl_exclusion_zone_Ukraine). — Дата звернення: 22.11.2025.
38. Yakymchuk R.A., Morgun V.V., Chyzhevskiy I.V. Chromosomal disorders in *Triticum aestivum* subject to prolonged radionuclide pollution of soil from the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone // *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. — 2024. — Vol. 15, № 2. — P. 279–285. — DOI:10.15421/022440.
39. International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. — Vienna:

- IAEA, 2006. — IAEA-TECDOC-1448. — 436 с. — Режим доступу: [https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf). — Дата звернення: 22.11.2025.
40. IRSN (French Institute for Radiological Protection). Fires in Ukraine in the exclusion zone around Chernobyl: latest news and consequences. Information Report 2020/05/05 [Електронний ресурс]. — Режим доступу: [https://admin.research-assessment.asnr.fr/sites/en/files/2023-10/IRSN\\_Information-Report\\_Fires-in-Ukraine-in-the-Exclusion-Zone-around-chernobyl-NPP\\_05052020.pdf](https://admin.research-assessment.asnr.fr/sites/en/files/2023-10/IRSN_Information-Report_Fires-in-Ukraine-in-the-Exclusion-Zone-around-chernobyl-NPP_05052020.pdf). — Дата звернення: 22.11.2025.
41. Tertyshnik E.G., Vakulovsky S.M. Express method of gamma-ray analysis of soil blocks which have been sampled without disturbance of the turf layer // ArXiv preprint. — 2012. — DOI:10.48550/arXiv.1203.0870. — Режим доступу: <https://arxiv.org/abs/1203.0870>. — Дата звернення: 22.11.2025.
42. Khomutinin Y.V., Kosarchuk O.V., Polishchuk S.V., та ін. Assessment of the possibility of a return to the original use of pastures and hayfields abandoned after the Chernobyl accident // Nuclear Physics and Atomic Energy. — 2022. — Vol. 23, № 1. — P. 47–56. — DOI:10.15407/jnpae2022.01.047. — Режим доступу: <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.01.047>. — Дата звернення: 22.11.2025.