

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
Завідувач кафедри
загальної екології, радіобіології та
безпеки життєдіяльності
_____ Алла КЛЕПКО
« ____ » _____ 2025 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
на тему «Сучасна радіаційна ситуація у селі Лугини, Коростенського
району, Житомирської області»

Спеціальність 101 Екологія»

Гарант освітньої програми

Доктор педагогічних
наук, професор кафедри
загальної екології, радіобіології
та безпеки життєдіяльності

Володимир БОГОЛЮБОВ

_____ (підпис)

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи

Кандидат біологічних
наук, доцент кафедри
загальної екології, радіобіології
та безпеки життєдіяльності,
доцент

Володимир ІЛЛЄНКО

_____ (підпис)

Виконала

Інна МИНЬКОВЕЦЬ

_____ (підпис)

КИЇВ-2025

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

Кафедра загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

Освітній ступінь «Бакалавр»

Спеціальність 101 «Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ

завідувач кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки життєдіяльності

_____ Клепко А.В.

« ____ » _____ 2025 р.

ЗАВДАННЯ

на виконання бакалаврської кваліфікаційної роботи студенту

Миньковець Інни Олександрівни

1. Тема роботи «Сучасна радіаційна ситуація у селі Лугини, Коростенського району, Житомирської області»

керівник роботи к.біол. наук, доц. Ілленко Володимир Віталійович,

2. Строк подання студентом роботи 22 травня 2025 року

3. Вихідні дані до роботи: законодавчі акти, навчальна та наукова література, публікації наукових установ, власні спостереження та дослідження.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити):

1. Виміряти гамма-фон на території н.п. Лугини та проаналізувати гамма-спектр;
2. Визначити питому активність ^{137}Cs у ґрунті, воді, мулі та сільсько-господарській продукції;
3. Розрахувати коефіцієнти накопичення та переходу ^{137}Cs .
4. Порівняти активності ^{137}Cs у продуктах з нормативними.

5. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1	Ілленко В.В.		
2	Ілленко В.В.		
3	Ілленко В.В.		

6. Дата видачі завдання 1 вересня 2024 року

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів випускної бакалаврської роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Пошук літератури	Вересень-жовтень	
2	Віезд на дослідну ділянку, вимірювання гамма-фону та відбір зразків	Листопад-грудень	
3	Підготовка і вимірювання зразків в лабораторії	Лютий березень	
4	Написання тексту роботи, аналіз результатів	Квітень-травень	
5	Формування висновків	Травень	

Завдання прийняла до виконання _____
(підпис)

Миньковець І.О.
(прізвище та ініціали)

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи _____
(підпис)

Ілленко В.В.
(прізвище та ініціали)

РЕФЕРАТ

Випускна бакалаврська робота на тему «Сучасна радіаційна ситуація у селі Лугини, Коростенського району, Житомирської області» викладена на 53 сторінках машинописного тексту, містить 5 таблиць, 13 рисунків. Кількість використаних джерел літератури: 43.

Актуальність даної роботи полягає в тому, що радіоекологічна ситуація в Україні, особливо на територіях, що постраждали від Чорнобильської катастрофи, залишається вкрай важливою темою для постійного моніторингу та досліджень. Незважаючи на десятиліття, що минули, необхідність ґрунтового вивчення радіаційного забруднення залишається гострою для розуміння ризиків для здоров'я населення. Особливе значення має дослідження поведінки радіонукліду ^{137}Cs , який є ключовим довгоживучим компонентом чорнобильських випадінь, здатним до міграції у ґрунтах та акумуляції у рослинності. Це дозволяє оцінити його надходження до ланцюгів живлення та розробити ефективні заходи для мінімізації впливу на довкілля та людину.

Метою нашої роботи була комплексна оцінка сучасної радіаційної ситуації у селищі Лугини Коростенського району Житомирської області шляхом детального вивчення рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів та сільськогосподарської продукції з акцентом на поширення ^{137}Cs .

Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні **завдання**:

1. Оцінити радіаційний фон довкілля та агроценозів селища Лугини;
2. Визначити рівень забруднення ґрунту та продукції радіонуклідом ^{137}Cs та проаналізувати його поведінку;
3. Сформулювати висновки щодо радіаційної безпеки селища.

Предметом дослідження є рівні питомої активності радіонукліду ^{137}Cs у зразках ґрунту та сільськогосподарської продукції.

Об'єктом дослідження є радіаційна ситуація на території населеного пункту Лугини Коростенського району Житомирської області.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: радіоекологічна оцінка, ^{137}Cs , забруднення радіонуклідами, забруднення ґрунту, забруднення рослинності.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	8
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	10
1.1.Забруднення територій Житомирської області радіонуклідами в результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції	10
1.2. ^{137}Cs як основний радіонуклід чорнобильських випадіннь	16
1.3. Міграція радіонуклідів у ґрунті на сільськогосподарських угіддях та лугових екосистемах.....	19
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	24
2.1. Характеристика населеного пункту Лугини та точки відбору зразків	24
2.1.1. Загальна характеристика населеного пункту Лугини.....	24
2.1.2. Обґрунтування вибору місць відбору зразків	25
2.2. Методика вимірювання гамма-фону на території, відбору проб ґрунту та продукції, підготовка зразків до радіометрії	28
2.2.1. Методика вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання на території.....	28
2.2.2. Відбір та підготовка зразків ґрунту та рослинної продукції до радіометричних досліджень	30
2.3. Спектрометр СЕГ-001 «АКП-С»-63. Методика визначення питомої активності ^{137}Cs в зразках.....	32
2.4. Розрахунок коефіцієнтів накопичення та переходу для ^{137}Cs	34
РОЗДІЛ 3. СУЧАСНА РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ У СЕЛИЩІ ЛУГИНИ, КОРОСТЕНСЬКОГО РАЙОНУ, ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ	35
3.1. Опис місць відбору зразків. Значення показників гамма-фону.	35
3.2. Характеристика радіонуклідного забруднення ґрунту та вод. Питома активність ^{137}Cs в зразках продукції.....	37
3.3. Аналіз отриманих результатів.....	42
ВИСНОВКИ.....	47
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	49

ВСТУП

Радіоекологічна ситуація в Україні залишається вкрай важливою темою для наукових досліджень та моніторингу. Особливе значення має вивчення довгострокових наслідків Чорнобильської катастрофи 1986 року. Актуальність теми зумовлена тим, що, попри десятиліття, що минули з моменту цієї техногенної катастрофи, питання ретельного вивчення та постійного моніторингу радіаційної ситуації залишається надзвичайно важливими. Це особливо стосується населених пунктів, які зазнали найбільшого радіаційного впливу. Населений пункт Лугини Коростенського району Житомирської області, як територія, що класифікувалась як зона безумовного відселення, потребує систематичного та ґрунтовного дослідження рівнів радіоактивного забруднення. Це необхідно для повного розуміння ефектів радіації на навколишнє середовище та оцінки потенційних ризиків для здоров'я місцевого населення.

Особливе значення в цьому контексті має вивчення поведінки радіонукліду ^{137}Cs . Цей ізотоп є одним з ключових компонентів чорнобильських випадінь. Він має значну здатність до міграції у ґрунтах та акумуляції у рослинності. Дослідження міграційних процесів радіонуклідів у різних екосистемах є важливим для оцінки можливості їхнього надходження до ланцюгів живлення, продукції рослинництва та тваринництва.

Метою дипломної роботи є комплексна оцінка сучасної радіаційної ситуації у селищі Лугини Коростенського району Житомирської області шляхом детального вивчення рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів та сільськогосподарської продукції з акцентом на поширення ^{137}Cs .

Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні завдання:

1. Оцінити радіаційний стан довкілля та агроценозів селища Лугини – провести детальні вимірювання показників гамма-фону на території, здійснити відбір зразків ґрунту, води та сільськогосподарської продукції;
2. Визначити рівень забруднення ґрунту та продукції радіонуклідом ^{137}Cs та проаналізувати його поведінку;
3. Сформулювати висновки щодо радіаційної безпеки селища.

Об'єктом дослідження є радіаційна ситуація на території населеного пункту Лугини Коростенського району Житомирської області, яка включає оцінку гамма-фону та аналіз радіонуклідного забруднення основних компонентів навколишнього середовища.

Предметом дослідження є рівні питомої активності радіонукліду ^{137}Cs у зразках ґрунту та сільськогосподарської продукції, а також закономірності його міграції та накопичення в екосистемах селища Лугини.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Забруднення територій Житомирської області радіонуклідами в результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС), що сталася 26 квітня 1986 року, є знаковою подією в історії ядерної енергетики та екології. Аварія визнана однією з наймасштабніший техногенних катастроф. Вона була спричинена серією грубих порушень регламенту експлуатації реактора типу РБМК-1000 (Табл. 1.1.) [1,2] під час проведення експерименту зі штатним відключенням подач електроенергії на четвертому енергоблоці [1].

Табл. 1.1. Основні характеристики реактора РБМК-1000

Параметр	Характеристика
Теплова потужність	3,200 МВт
Електрична потужність	1,000 МВт
Споживання палива	2.0 %
Маса урану в тепловиділяючій збірці (ТВЗ)	114.7 кг
Кількість збірок у тепловиділяючій збірці (ТВЗ)	2
Кількість тепловиділяючих елементів у паливній збірці	18
Діаметр тепловиділяючих елементів	13.6 мм
Глибина вигорання палива	20 МВт·д/кг
Коефіцієнт нерівномірності радіального розподілу енерговиділення	1.48
Коефіцієнт нерівномірності вертикального розподілу енерговиділення	1.4
Максимальна проєктна потужність каналу	3,250 кВт

Це призвело до неконтрольованого зростання напруги в реакторі, двох послідовних вибухів – парового та теплового – та повного руйнування активної зони [1]. Масштаб аварії визначається й безпосереднім викидом в атмосферу значної кількості радіоактивних речовин, що еквівалентно сотням атомних бомб Хи-

росіми та Нагасакі. За різними оцінками, загальна активність викинутих радіонуклідів становила від 50 до 100 млн Кі, що перевищує сумарний викид від усіх ядерних випробувань, проведених у світі [3].

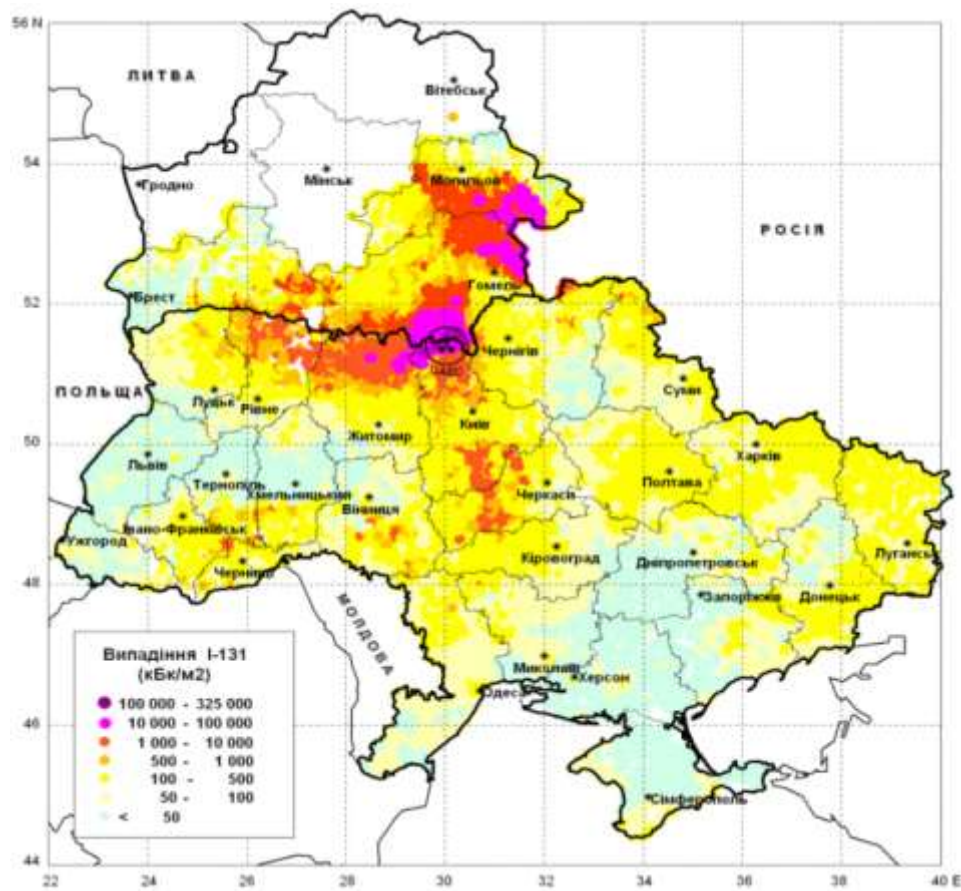


Рис. 1.1. Радіаційне забруднення ізотопом ^{131}I від Чорнобильської аварії, 1986 р. [4]

Характер викиду був багатофазним – включав різні форми радіоактивних речовин. Значну частку викидів становили газоподібні радіонукліди. До них належали переважно інертні гази, такі як ізомери ксенону та криптону, а також радіоактивний йод (^{131}I) (Рис. 1.1) [4] у газоподібній формі.

Завдяки своїй леткості, ці компоненти швидко розповсюджувалися на великі відстані, спричиняючи забруднення територій, що знаходяться далеко за межами України. В атмосферу було викинуто значну кількість аерозольних частинок. Вони мали різний розмір і містили широкий спектр радіонуклідів. Серед них

особливо виділялися ^{137}Cs (Рис. 1.2) [5], ^{90}Sr , а також більш важкі елементи - ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am [6].

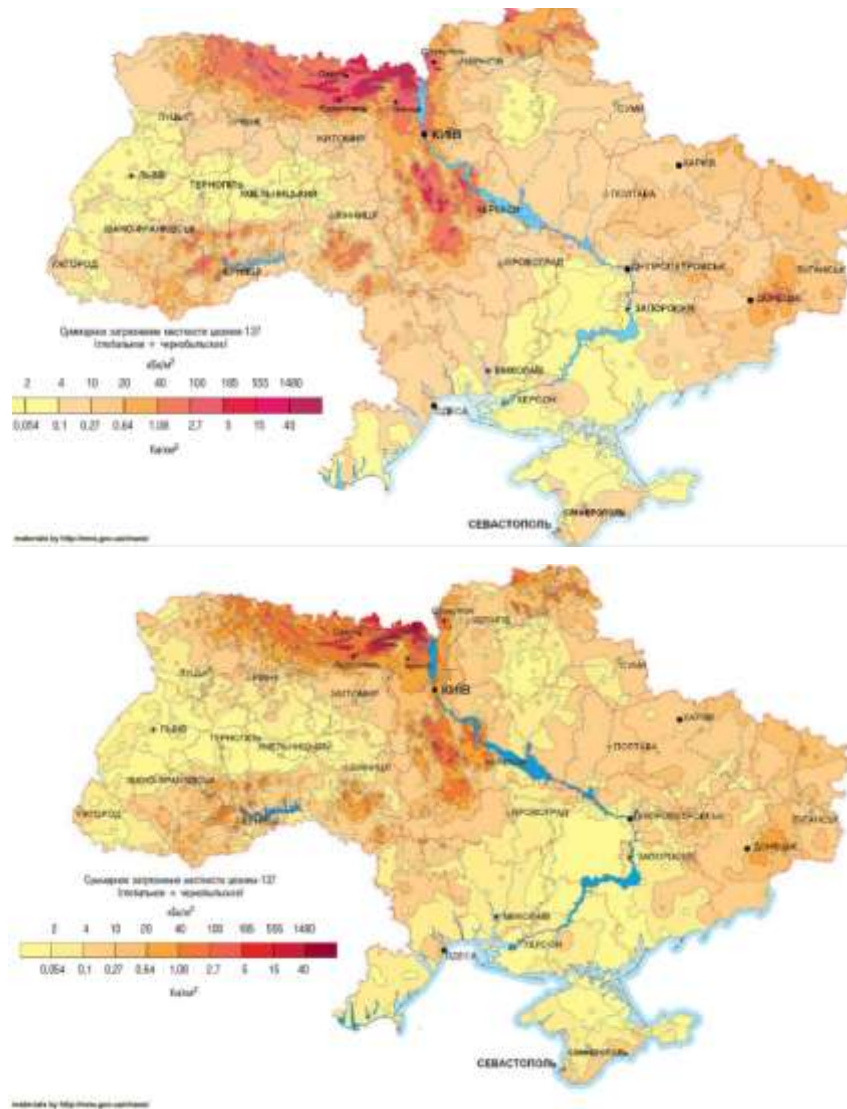


Рис. 1.2. Карти забруднення України ізотопом ^{137}Cs станом на 1986 та 2006 роки [5]

Розмір частинок безпосередньо впливав на їхню висоту підйому та відстань перенесення. Дрібніші аерозолі могли переноситися на тисячі кілометрів, тоді як більші частинки осідали ближче до джерела викиду [6]. Найнебезпечнішим компонентом викиду були частинки палива, відомі як «гарячі частинки» [7]. Вони являли собою мікроскопічні фрагменти опроміненого ядерного палива. Ці частинки характеризувалися високим вмістом високоактивних короткоживучих та до-

вгоживучих радіонуклідів [7]. Їхня висока питома активність у поєднанні з низькою розчинністю у воді зумовила повільну міграцію цих частинок у ґрунтах та значну радіотоксичність у разі внутрішнього потрапляння в організм [8]. Викид радіоактивних речовин тривав протягом десяти днів, з 26 квітня по 6 травня 1986 року, демонструючи змінну інтенсивність та радіонуклідний склад [6]. На початкових етапах переважали високолеткі компоненти. Згодом збільшувалася частка цезію та стронцію, а на пізніх етапах – важких металів та паливних частинок [9]. Такий характер впливу, у поєднанні з метеорологічними умовами, визначив нерівномірний розподіл забруднення на значних площах східної та центральної частинах Європи (Рис. 1.3) [10].



Рис. 1.3. Розсіювання радіоактивних хмар у період з 27 квітня по 6 травня 1986 року внаслідок аварії на ЧАЕС

Найбільш інтенсивне забруднення спостерігалось в зонах, що розташовані безпосередньо за напрямком перенесення радіоактивних хмар. Серед українських областей, що зазнали найбільшого радіаційного впливу, виділяється Житомирська область [11]. Це зумовлено її географічним положенням на захід та південний захід від Чорнобильської АЕС. На випадіння радіонуклідів у регіоні впливали погодні фактори.

Протягом перших днів та тижнів після аварії напрямок вітру неодноразово змінювався, розносячи радіоактивні маси в різні боки. Однак, значна частина викидів була перенесена саме у західному напрямку (Рис. 1.4) [12]. Швидкість вітру визначала швидкість розповсюдження радіоактивної хмари та дисперсію частинок. Дощ відіграв ключову роль у процесі «мокрого» випадіння радіонуклідів [13]. Оподи «вимивали» радіоактивні аерозолі з атмосфери. Це призводило до утворення так званих «гарячих плям» - ділянок з аномально високим рівнем забруднення [13]. Саме інтенсивні дощі, що пройшли над Житомирщиною у перші дні після аварії, значно посилили осадження радіонуклідів на території області.

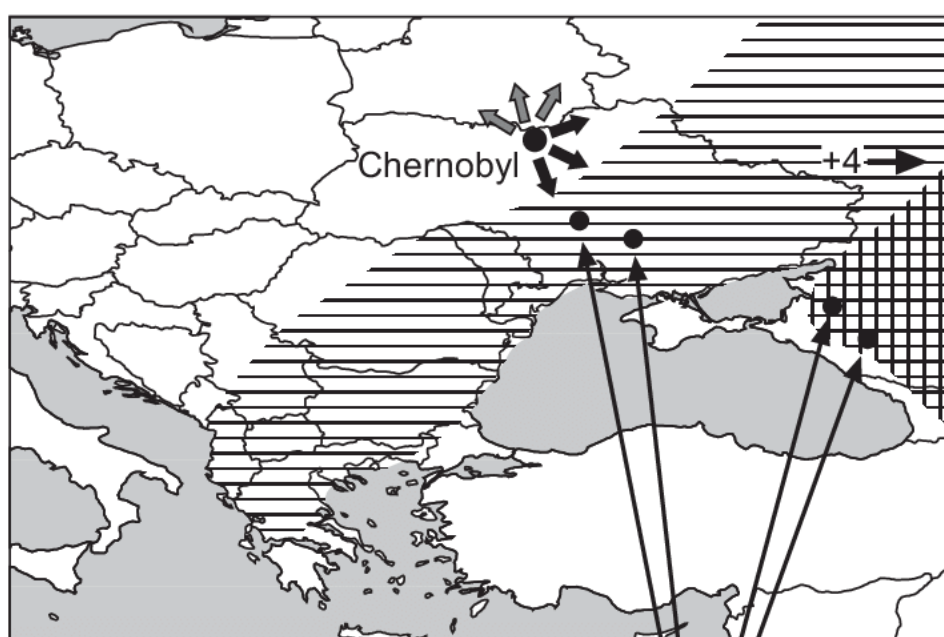


Рис. 1.4. Напрямки вітру перші 4 дні після аварії на ЧАЕС. Протягом 1-го та 2-го днів після катастрофи були північними та північно-західними, а потім з 4-го дня - східними та південно-східними.

За даними Житомирської обласної ради, майже половина території Житомирської області зазнала суттєвого радіоактивного забруднення внаслідок вибуху на Чорнобильській АЕС. ^{137}Cs із щільністю понад 37 кБк/м^2 [14] було забруднено 977,6 тис. га [14], з яких 327,1 тис. га припадало на сільськогосподарські угіддя [14]. Найбільш забрудненими районами виявилися поліські частини області, передусім Народицький та Овруцький райони, а також частини Лугинського та Коростенського районів [14].

За даними Екологічного паспорта Житомирської області, розподіл населених пунктів за зонами радіоактивного забруднення був наступним: до зони відчуження було віднесено 7 населених пунктів (4 у Народницькому р-ні; 3 в Овруцькому р-ні) [15]; до зони безумовного (обов'язкового) відселення – 63 пункти (найбільше 36 у Народницькому, 19 в Овруцькому, 4 у Лугинському) [15]; до зони гарантованого добровільного відселення – 301 населений пункт (107 в Овруцькому, 45 в Олевському, 36 в Народницькому, 35 у Лугинському) [15].

Народницький район є одним з найбільш забруднених районів Житомирської області. Він безпосередньо межує із зоною відчуження. За даними досліджень, у Народницькому районі щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у попередні роки перевищувала 1500 кБк/м^2 [16]. Радіологічна ситуація у Народницькому лісгоспі залишається однією з найбільш екологічно небезпечних – на площі 14 89 га лісів заборонена будь-яка лісогосподарська діяльність [16].

До зони безумовного (обов'язкового) відселення Овруцького району було віднесено 19 населених пунктів [17], до зони гарантованого добровільного відселення – 107 [17]. Це найбільші показники серед усіх районів. До зони відчуження увійшло 3 населені пункти [17].

Лугинський район також належить до найбільш постраждалих. 4 населені пункти району були віднесені до зони безумовного (обов'язкового) відселення, а 35 – до зони гарантованого добровільного відселення [15]. Дослідження в селі Повч Лугинського району, показали, що щільність радіоактивного забруднення ґрунту там перевищувала 15 Кі/км^2 (555 кБк/м^2) [15].

З плином часу радіаційна ситуація на території Житомирщини значно покращилась. Радіонукліди з коротким періодом напіврозпаду вже повністю розпались. Основні довгоживучі радіонукліди чорнобильського походження (^{137}Cs та ^{90}Sr) продовжують розпадатись. До 2025 року минуло вже майже 39 років з моменту аварії, що означає проходження понад одного періоду напіврозпаду для цих ізотопів. Це призвело до зниження їхньої активності приблизно вдвічі. З часом радіонукліди мігрують углиб ґрунтового профілю, що призводить до зменшення потужності дози гамма-випромінювання на поверхні землі.

На сьогоднішній день стан радіаційного фону на більшості території Житомирської області перебуває в межах природних показників [19]. Станом на 21 травня 2025 року, радіаційний фон у місті Коростень становить 158.5 нЗв/год (Рис. 1.3) [18].

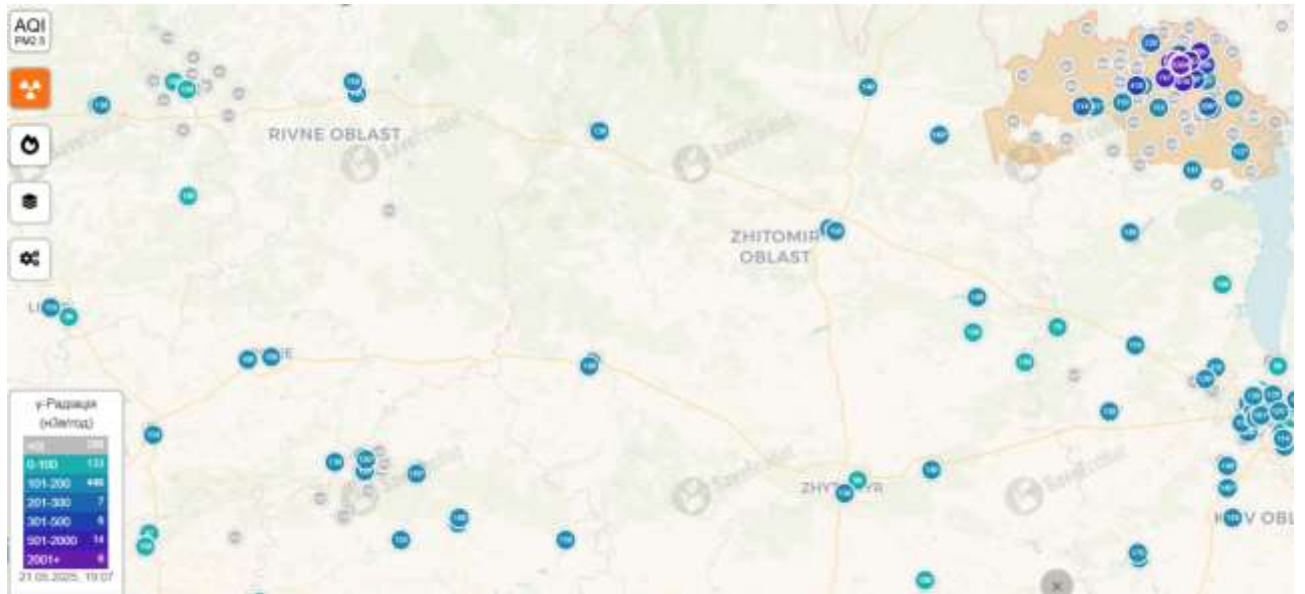


Рис. 1.3. Карта радіаційного фону України [18]

^{137}Cs як основний радіонуклід чорнобильських випадів

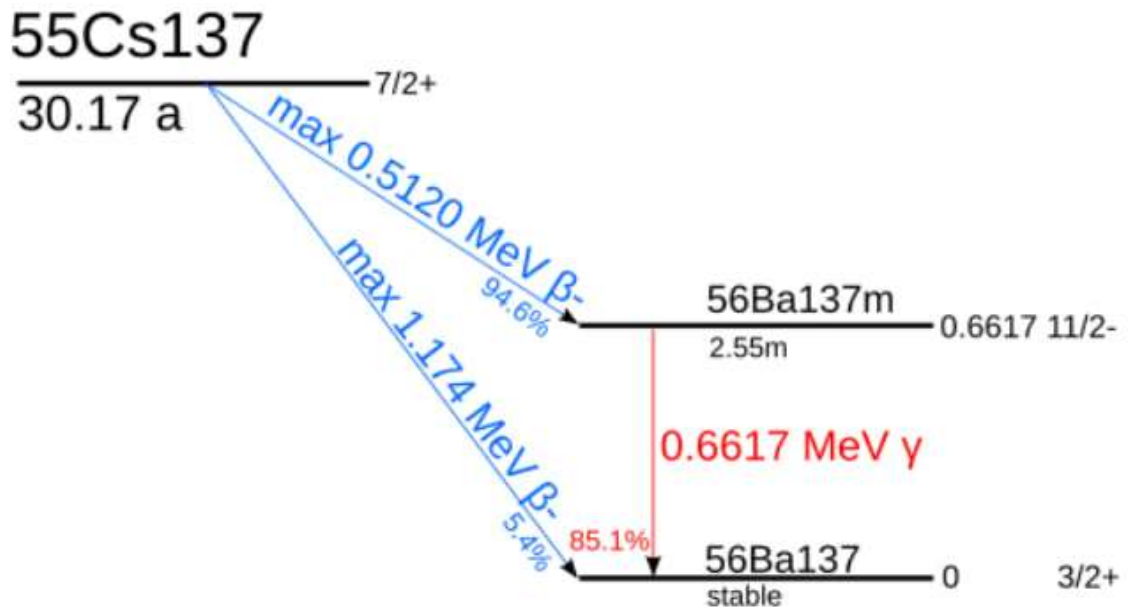


Рис. 1.4. Схема розпаду ^{137}Cs [24]

^{137}Cs є одним з найбільш значущих радіоактивних ізотопів цезію, що утворюється переважно внаслідок поділу ядер уранового бо плутонієвого палива. Він

є ключовим компонентом радіоактивних відходів та наслідків ядерних аварій. Його значна екологічна та біологічна важливість зумовлена тривалим періодом напіврозпаду та активною міграцією у біосфері.

^{137}Cs має період напіврозпаду 30,17 років [20], що робить його довгоживучим радіонуклідом здатним до тривалого впливу на навколишнє середовище. Розпад ^{137}Cs відбувається шляхом β -розпаду (Рис. 1.4.) [24], при якому випромінюються електрони [20]. Приблизно 94,6% розпадів призводять до утворення метастабільного ізомеру барію [20], $^{137\text{m}}\text{Ba}$, який, в свою чергу, розпадається до стабільного ^{137}Ba з випромінюванням гамма-квантів з енергією 0,662 MeV [20]. З хімічної точки зору, цезій належить до лужних металів (група 1 Періодичної таблиці елементів) і утворює однозарядні катіони Cs^+ . Його хімічна поведінка подібна до калію, що обумовлює легке включення в біологічні процеси та мінеральні структури.

Рухомість ^{137}Cs у ґрунтах значною мірою залежить від типу ґрунту, його гранулометричного складу, вмісту глинистих мінералів та органічної речовини, а також від рН та іонної сили ґрунтового розчину [22]. Основна взаємодія ^{137}Cs у ґрунтах відбувається з глинистими мінералами, такими як іліт, вермікуліт та монтморилоніт [22]. Ці мінерали мають специфічні місця фіксації, де іони Cs^+ міцно адсорбуються і стають практично нерухомими [22]. Це знижує доступність ^{137}Cs для рослин та вилуговування у водні системи, але ускладнює його дезактивацію. Органічна речовина ґрунту також може адсорбувати цезій, проте зв'язок з органічними компонентами зазвичай менш міцний, ніж з глинистими мінералами.

У воді ^{137}Cs присутній переважно у формі розчинених іонів Cs^+ [22]. У прісних водах його міграція може бути значною, тоді як у морських водах, завдяки високій концентрації солей, відбувається активне осадження на дно та поглинання донними осадами.

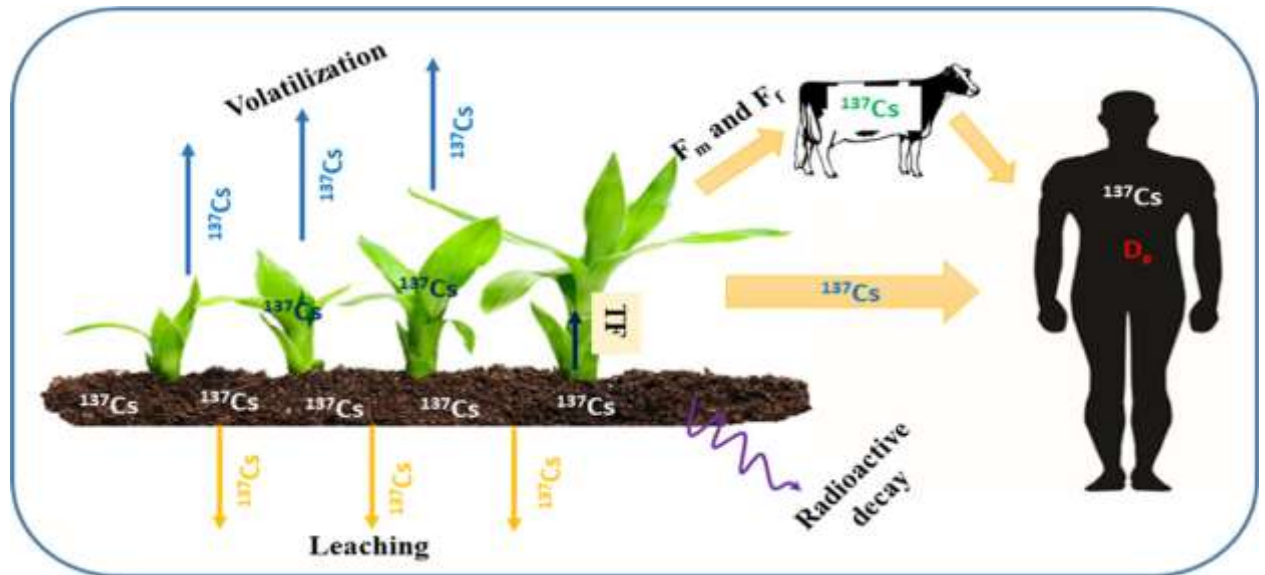


Рис. 1.5. Поведінка ^{137}Cs в ґрунті та харчових ланцюгах [25]

^{137}Cs активно поглинається рослинами з ґрунту через кореневу систему (Рис. 1.5) [25], що зумовлено його хімічною схожістю з калієм – життєво важливим макроелементом для рослин [23]. Після поглинання рослинами, він накопичується у різних частинах рослин, включаючи плоди та листя [23]. Через харчові ланцюги, ^{137}Cs може переходити до тварин і людини. Наприклад, у травоядних тварин, які споживають забруднену рослинність, відбувається біоаккумуляція радіонукліду в м'язах та інших тканинах [22]. Це призводить до зростання концентрації ^{137}Cs на вищих трофічних рівнях, хоча і не завжди вказує на біомагніфікацію.

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції 26 квітня 1986 року стала найбільшою техногенною катастрофою в історії, що призвела до значного викиду радіоактивних речовин у довкілля. ^{137}Cs був одним з найважливіших радіонуклідів, що вивільнився внаслідок цієї події. Загальний викид радіонуклідів з зруйнованого реактора ЧАЕС оцінюється приблизно в 12 ЕБк [21], без урахування інертних газів. Серед них, активність ^{137}Cs становила близько 85 РВк (петабекерелів) [21], що робить його одним з домінуючих радіонуклідів, які створили довгострокове забруднення територій. Інші значні викиди включали ^{131}I (1760 РВк), який мав короткий період напіврозпаду і швидко розпався, а також довгоживучі ізотопи, такі як ^{90}Sr та трансуранові елементи [21].

Радіоактивні випадіння з ЧАЕС мали дві основні форми: «гарячі частинки» та аерозолі. «Гарячі частинки» - це мікроскопічні частинки палива або зруйнованих конструкційних матеріалів реактора, які містили концентровану радіоактивність. Вони склалися з діоксиду урану, графіту, продуктів поділу та актинідів, що спікалися при високих температурах [21]. "Гарячі частинки" мали низьку рухомість у ґрунті, але могли становити небезпеку при інгаляції або потраплянні на шкіру, оскільки створювали локалізовані зони високого опромінення. ^{137}Cs був адсорбований на поверхні таких частинок або інкорпорований у їхню структуру. Переважна більшість радіонуклідів була вивільнена у вигляді аерозолів – дрібних частинок, зважених у повітрі. Ці аерозолі могли бути як сухими, так і вологими (наприклад, у складі дощу), і були перенесені на значні відстані від епіцентру аварії. Така форма випадінь сприяла більш рівномірному, але широкомасштабному забрудненню територій. Саме аерозольні випадіння були основним джерелом широкого розповсюдження ^{137}Cs на значні відстані від ЧАЕС.

1.3. Міграція радіонуклідів у ґрунті на сільськогосподарських угіддях та лугових екосистемах

Міграція радіонуклідів у ґрунтових системах є складним багатofакторним процесом, що визначає їхню біодоступність та потенційне надходження до харчових ланцюгів.

Тип ґрунту є одним з найбільш фундаментальних чинників, що контролюють міграцію радіонуклідів, охоплюючи його механічний (гранулометричний) склад, рН (кислотність/лужність) та вміст органічної речовини [26]. Гранулометричний склад значно впливає на швидкість міграції: піщані ґрунти, з великою часткою частинок розміром 0,05–2,0 мм [26] та високою водопроникністю, зазвичай демонструють вищу швидкість міграції радіонуклідів через меншу кількість адсорбційних центрів. На противагу, глинисті ґрунти, що містять понад 30% частинок розміром менше 0,002 мм, мають високу ємність катіонного обміну та розвинену поверхню [26]. Це сприяє міцній фіксації ^{137}Cs на глинистих мінералах, таких як іліт, вермікуліт та монтморилоніт, уповільнюючи міграцію.

Суглинисті ґрунти демонструють проміжну поведінку. Кислотність (рН) ґрунту також суттєво впливає на рухомість радіонуклідів: зі зниженням рН (підвищенням кислотності) рухомість ^{137}Cs зростає через конкуренцію іонів H^+ за адсорбційні місця [26]. У нейтральних або слаболужних ґрунтах (рН>6,0) фіксація ^{137}Cs стабільніша [26]. Вміст органічної речовини може мати подвійний вплив: органічні сполуки можуть утворювати комплекси з радіонуклідами, підвищуючи їхню розчинність та мобільність, або ж, особливо гумусові кислоти, виступати як адсорбент, фіксуючи радіонукліди і зменшуючи їхню рухомість. Підвищена вологість ґрунту сприяє активнішій міграції радіонуклідів, оскільки вода є основним середовищем для їхнього перенесення за рахунок масового потоку та дифузії. Структура ґрунту також має значення - структуровані ґрунти з добре розвиненими агрегатами мають кращу фільтраційну здатність, що може сприяти вертикальному перенесенню, хоча радіонукліди можуть бути фізично "заблоковані" всередині агрегатів. Наявність колоїдів (розміром від 1 нм до 1 мкм), таких як глинисті мінерали, оксиди заліза та алюмінію, органічні колоїди, відіграє ключову роль [26]. Радіонукліди можуть адсорбуватися на поверхні колоїдів, що потенційно сприяє їхньому глибинному перенесенню у підземні води..

Кліматичні фактори значно впливають на ґрунтові процеси, що визначають міграцію радіонуклідів. Інтенсивність та об'єм опадів є основним рушієм вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті, посилюючи вилуговування та переміщення з верхніх горизонтів [29]. Поверхневий стік під час інтенсивних дощів може сприяти латеральному перенесенню. Температура впливає на швидкість хімічних та біологічних процесів, опосередковано змінюючи адсорбційні властивості ґрунту. Сезонні зміни (наприклад, заморожування-відтавання, чергування періодів зволоження та посухи) також можуть впливати на структуру ґрунту, його пористість та гідрологічний режим, змінюючи швидкість та напрямок міграції радіонуклідів.

Людська діяльність може значно модифікувати природні процеси міграції радіонуклідів. Оранка та інші види механічної обробки ґрунту призводять до перерозподілу радіонуклідів у орному шарі (0–20/30 см), розбавляючи поверхневе

забруднення та перемішуючи його на більшу глибину [27]. Внесення добрив, зокрема калійних добрив, є вирішальним для зменшення надходження ν до рослин. Завдяки хімічній схожості ^{137}Cs та K^+ , висока концентрація калію в ґрунтовому розчині конкурентно пригнічує поглинання цезію рослинами, зменшуючи накопичення ^{137}Cs у сільськогосподарській продукції на 50–90% [28]. Інші агрохімікати можуть опосередковано впливати на міграцію, змінюючи рН або мікробіологічну активність. Системи зрошення можуть впливати на водний режим ґрунту, збільшуючи його вологість та сприяючи вертикальному перенесенню радіонуклідів.

Швидкість переміщення радіонуклідів у ґрунті варіюється залежно від низки факторів. У насичених водою ґрунтах, наприклад, після сильних опадів або танення снігу, швидкість міграції розчинених форм радіонуклідів може зростати. Це пов'язано з масовим потоком води через пори ґрунту. У піщаних ґрунтах швидкість інфільтрації води може досягати 10–50 см/год, що сприяє швидкому перенесенню радіонуклідів [31]. У глинистих ґрунтах швидкість інфільтрації значно нижча (<1 см/год), що уповільнює вертикальну міграцію [31]. Сезонні коливання вологості та температури також впливають на швидкість міграції. Наприклад, в умовах сухого клімату радіонукліди можуть підніматися до поверхні ґрунту разом з капілярним потоком води, а потім концентруватися після випаровування.

Водна ерозія, що викликається зливовими водами та талим снігом, може призводити до змиву поверхневих шарів ґрунту, які містять основну масу радіонуклідів [31]. Це сприяє їхньому перенесенню з водозбірних площ у річки, озера та інші водні об'єкти. Наприклад, у Чорнобильській зоні відчуження, де рівні забруднення були надзвичайно високими, поверхневий стік після сильних дощів міг виносити до 1–5% річної активності ^{137}Cs з певних ділянок у річкову систему [29].

Вітрова ерозія також може сприяти горизонтальному перенесенню радіонуклідів, особливо дрібних, легких частинок ґрунту або "гарячих частинок". Це може призводити до вторинного забруднення територій, що раніше вважалися

чистими, або до перерозподілу забруднення всередині вже забруднених районів [30].

З плином часу відбувається диференціація профілю забруднення ґрунту, тобто зміна розподілу радіонуклідів по глибині. Спочатку, після випадінь, більша частина радіонуклідів концентрується у верхніх 0–5 см шарі ґрунту [31]. Проте, внаслідок процесів вертикальної міграції (дифузія, конвективний перенос з водою), а також біотурбації (діяльність дощових черв'яків та інших ґрунтових організмів) і агротехнічних заходів (оранка), радіонукліди поступово проникають у глибші горизонти [30]. Для ^{137}Cs у дерново-підзолистих ґрунтах Полісся України, за 30–40 років після аварії, максимум його концентрації зміщується на глибину 5–15 см [29], хоча значна частина все ще залишається у верхньому орному шарі. У лісових екосистемах, де ґрунти не піддаються обробці, ^{137}Cs довше затримується у лісовій підстилці та верхніх шарах ґрунту, але з часом також відбувається його повільне переміщення в мінеральні горизонти [29].

Лучні екосистеми, що часто розташовані на заплавах територіях або поруч з лісовими масивами, відіграють особливу роль у динаміці радіонуклідів, зокрема після таких великомасштабних викидів. Їхня специфіка зумовлена низкою чинників, що відрізняють їх від орних земель чи лісів. Однією з ключових особливостей лугових екосистем є мінімальна або повна відсутність механічної обробки ґрунту (оранки, культивації) [31]. Це призводить до значно більшої стабільності вертикального розподілу радіонуклідів порівняно з ріллею. У відсутність регулярного перемішування, радіонукліди, що осіли на поверхню, поступово, але повільно проникають у глибші шари ґрунту переважно за рахунок дифузії, перенесення з водою та біотурбації (діяльності ґрунтової фауни). Це означає, що основна частина ^{137}Cs у лугових ґрунтах залишається сконцентрованою у верхніх 0–10 см шарах протягом тривалого часу після випадінь [32], на відміну від орних земель, де радіонуклід рівномірніше розподіляється по всьому орному горизонту (до 20–30 см). Багаторічні трав'яні рослини, характерні для лугових екосистем, формують розвинену та щільну кореневу систему, яка активно пронизує верхні горизонти ґрунту. З одного боку, вона сприяє утриманню ґрунту та зменшенню

ерозійних процесів, що обмежує горизонтальне перенесення радіонуклідів. З іншого боку, розгалужена коренева система є потужним "колектором" радіонуклідів, які знаходяться у ґрунтовому розчині та на обмінних позиціях у верхніх шарах ґрунту [32]. Ефективність поглинання залежить від видового складу трав, їхнього фізіологічного стану та доступності калію в ґрунті, оскільки цезій, будучи хімічним аналогом калію, активно поглинається рослинами.

Трав'яна рослинність у лугових екосистемах демонструє високу здатність до поглинання радіонуклідів, особливо ^{137}Cs . Це пов'язано з тим, що кореневі системи трав інтенсивно використовують воду та поживні речовини з верхнього, найбільш забрудненого, шару ґрунту. Коефіцієнти переходу (КП) ^{137}Cs з ґрунту в трав'яну рослинність можуть значно варіюватися, але зазвичай вони є вищими, ніж для зернових культур або овочів, вирощуваних на орних землях [31]. Наприклад, для деяких видів трав у забруднених районах після Чорнобиля КП для ^{137}Cs могли становити 0,1–1,0 Бк/кг (сухої маси) на 1 кБк/м² забруднення ґрунту [32], тоді як для зернових вони часто були на порядок нижчими.

Високе поглинання радіонуклідів трав'яною рослинністю лугових екосистем створює значні ризики контамінації кормів для сільськогосподарських тварин та дикої фауни. Тварини, що випасаються на забруднених луках, або споживають заготовлене на цих територіях сіно, отримують значну дозу внутрішнього опромінення через інкорпорацію радіонуклідів. Особливо це стосується ^{137}Cs , який активно накопичується у м'язовій тканині худоби (корови, вівці), що призводить до забруднення молока та м'яса. Для дикої фауни, такої як олені, лосі, кабани, а також деякі види птахів, лугові угіддя є важливим джерелом живлення, і їхнє споживання радіоактивно забрудненої рослинності може призвести до накопичення радіонуклідів в організмі та подальшого перенесення по трофічних ланцюгах, включаючи хижаків [31].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика населеного пункту Лугини та точки відбору зразків

2.1.1. Загальна характеристика населеного пункту Лугини

Лугини є адміністративним центром Лугинської селищної громади Коростенського району Житомирської області. До адміністративно-територіальної реформи 2020 року селище було центром Лугинського району, Житомирської області [39].

Статистичні дані демонструють певну динаміку змін чисельності населення протягом останніх десятиліть. Станом на 2022 рік в селищі проживає 3868 осіб [39]. Залежно від джерел та методології підрахунку значення можуть варіюватися.



Рис. 2.1. Лугини розташовані за 120 км на захід від Чорнобильської АЕС на «західному» сліді радіоактивних випадіннь

Селище міського типу Лугини розташоване в північно-західній частині Житомирської області України (рис. 2.1). Воно лежить у межах Поліської низовини, яка характеризується переважно рівнинним рельєфом з незначними підвищеннями та заболоченнями [40]. Селище розташоване на березі річки Жерев. Ґрунти представлені переважно дерново-підзолистими та болотними типами, які часто мають низьку родючість і потребують меліорації [40]. Рослинність типова для Полісся – переважають соснові та мішані ліси, значні площі займають луки та болота.

Клімат населеного пункту є помірно континентальним, що типово для регіону Полісся. Цей тип характеризується відносно теплим літом та помірно холодною зимою. Середня температура січня становить близько -6°C (для Житомирської області в цілому цей показник знаходиться в межах $-4^{\circ}\text{C} \dots -5^{\circ}\text{C}$) [41]. Середня температура липня досягає близько $+19^{\circ}\text{C}$ (для області - близько $+20^{\circ}\text{C}$) [41]. Річна кількість опадів у районі селища коливається в межах 600-650 мм [41].

Радіоекологічна ситуація в районі населеного пункту Лугини значно змінилась внаслідок Чорнобильської катастрофи 1986 року. Територія зазнала радіонуклідного забруднення, що зумовило необхідність проведення заходів з радіаційного контролю та моніторингу. Дотепер територія населеного пункту Лугини входить до переліку населених пунктів зони гарантованого добровільного відселення (3-тя зона) [42], що згідно вимог статті 2 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» має відповідати за показниками радіоактивного забруднення наступним показникам: територія з щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 5,0 до 15,0 $\text{Ки}/\text{км}^2$, або стронцію від 0,15 до 3,0 $\text{Ки}/\text{км}^2$, або плутонію від 0,01 до 0,1 $\text{Ки}/\text{км}^2$, де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період [43].

2.1.2. Обґрунтування вибору місць відбору зразків

Відбір зразків у визначених локаціях проводився з метою оцінки рівня радіонуклідного забруднення у різних компонентах навколишнього середовища. Дослідження було спрямоване на вивчення сучасного рівня забруднення території ^{137}Cs , міграції радіонукліду в системі «ґрунт-рослина» [35]. Оцінка вмісту ^{137}Cs у ґрунтах дозволяє встановити рівень кумулятивного забруднення, аналіз води дає уявлення про міграцію радіонуклідів у водних об'єктах, а дослідження рослинності – про перехід радіонуклідів у біологічні матриці та харчові ланцюги

(потенційне надходження до організму людини та збільшення дози внутрішнього опромінення) [35].

Вибір конкретних точок для відбору зразків здійснювався з урахуванням ряду критеріїв: тип середовища (грунт, поверхневі води – річка, ставок, підземні води – криниця, рослинність, продукти харчування), ландшафтні особливості, антропогенне навантаження (може модифікувати процеси міграції радіонуклідів) [35].

Вимірювання показників гамма-фону та відбір зразків проводився у чотирьох ключових локаціях (Рис. 2.2) [38]:

1. Город (координати: 51,0936° пн. ш., 28,4210° сх. д.)

Ця досліджувана ділянка є типовим присадибною ділянкою, розташованою у сільській забудові Лугин. Локалізований близько до мішаного лісу та річки Жерев. Невелика дистанція між об'єктами може впливати на мікроклімат та біорізноманіття локації відбору зразків. Грунт на ділянці – типовий для Поліської низовини – наближений до дерново-підзолистого типу. Для цих ґрунтів характерна наявність малопотужного гумусового горизонту та виражений підзолистий горизонт. Щорічне господарське використання ділянки включає сівозміну основних овочевих культур: картопля, буряк столовий, кукурудза, морква, огірки, помідори, редька тощо. Система обробітку ґрунту та внесення добрив також є фактором впливу на вертикальний розподіл та біодоступність радіонуклідів у ґрунті. Метою оцінки даної присадибної ділянки було визначення рівня радіонуклідного забруднення ґрунту та сільськогосподарських культур (овочевих культур – Картопля та столовий буряк), що вирощуються. Це необхідно для оцінки надходження радіонуклідів у харчові продукти та потенційного ризику для людини. Також були взяті курячі яйця, що є продуктом домашнього господарства даного домоволодіння.



Рис. 2.2. Локації відбору проб та відстань між ними: город – річка – 275.50 м, город - криниця – 17.41 м, криниця – ставок – 26.11 м, ставок – річка – 276.57 м, криниця – річка – 275.65 м.

2. Річка Жерев (координати: 51,0939° пн. ш., 28,4249° сх. д.)

Річка Жерев є однією з малих річок Полісся, лівою притокою річки Уж (частина Дніпровського басейну). Для неї характерна помірна течія та звивисте русло, часто супроводжуване заплавами луками. Згідно з гідрографічними характеристиками регіону Житомирщини, такі річки мають змішаний тип живлення (снігове, дощове та підземне), схильні до весняних паводків. Біорізноманіття достатньо розвинене в зоні відбору. Важливим аспектом оцінки екологічного стану є наявність антропогенного навантаження: потенційні викиди хлібзаводу, сільськогосподарські стоки та Бовсунівська ГЕС. Оцінка річки Жерев здійснювалася для дослідження вмісту радіонуклідів у поверхневих водах та донних відкладах, що дозволяє простежити міграцію радіонуклідів у водній системі та оцінити вплив на водні екосистеми.

3. Ставок (координати: 51,0932° пн. ш., 28,4211° сх. д.)

Досліджуваний ставок є локальним водним об'єктом, розташованим неподалік від житлової території та досліджуваного городу. До ставка є виражений

схил. Для локації характерна наявність різноманітної водної та прибережної фауни (карась, короп, щука, линок, жаби, черепахи) та рослинності (очерет тощо). Це свідчить про сформовану екосистему. Став знаходиться близько до мішаного лісу та річки, що підкреслює інтегрованість об'єкта в місцевий природний ландшафт Полісся. Метою оцінки ставка було вивчення особливостей накопичення радіонуклідів у закритому або малопроточному водному об'єкті, що представляє інший тип водної екосистеми порівняно з річкою.

4. Криниця (51,0934° пн. ш., 28,4210° сх. д.)

Криниця є джерелом питного водопостачання. Приблизна глибина – 10,3 м. Висота характерна для колодязів шахтного типу в умовах Поліської низовини, які експлуатують перший або другий від поверхні водоносний горизонт. Така глибина дозволяє отримати воду, певною мірою захищену від поверхневого забруднення. Відбір зразків цієї локації мав на меті оцінити радіологічний стан підземних вод досліджуваної території, що зазнала впливу Чорнобильської катастрофи.

2.2. Методика вимірювання гамма-фону на території, відбору проб ґрунту та продукції, підготовка зразків до радіометрії

2.2.1. Методика вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання на території

Для оцінки потокової радіаційної ситуації на території населеного пункту Лугини, Коростенського району, Житомирської області, було проведено вимірювання за допомогою дозиметра-радіометра МКС-05 «Терра» (Рис. 2.3) [34]. Цей прилад є багатофункціональним. Він призначений для широкого спектру радіометричних та дозиметричних вимірювань, включно з вимірюванням амбієнтного еквівалента дози (ЕД) та потужності амбієнтного еквівалента дози (ПАЕД) гамма- та рентгенівського випромінювань, а також поверхневої густини потоку частинок бета-випромінювання. МКС-05 широко застосовується для екологічних досліджень, радіаційного контролю на промислових об'єктах, моніторингу житлових приміщень, будівель, прилеглих територій, предметів побуту, одягу, поверхні ґрунту та транспортних засобів.



Рис. 2.3. Дозиметр-радіометр МКС-05 «Терра» [34]

Основні характеристики використаного дозиметра-радіометра МКС-05:

Вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання (гамма-зйомка) проводиться на висоті 1 метра від поверхні ґрунту, що відповідає стандартним методикам моніторингу зовнішнього гамма-фону на території. Вимірювання здійснювались у п'яти репрезентативних точках на території населеного пункту, обраних з метою охоплення різних ділянок. В кожній з п'яти точок було проведено не менше 10 повторних вимірювань для забезпечення статистичної достовірності отриманих даних. Результати кожного вимірювання фіксувалися у спеціальному журналі обліку. На основі отриманих даних для кожної точки було розраховано середнє арифметичне значення потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання.

Після цього було здійснено конвертацію отриманих показників ПАЕД у потужність експозиційної дози гамма-випромінювання шляхом множення ПАЕД на 100. Отримані результати в мкР/год наводимо в розділі 3.

Табл. 2.1. Характеристики МКС-05 «Терра»

Параметр	Одиниці вимірювання	Значення
Діапазон вимірювання потужності еквівалентної дози гамма- та рентгенівського випромінювання (^{137}Cs)	мкЗв / год	0,1 - 9999
Еквівалентна доза (^{137}Cs)		0,001 - 9999
Щільність потоку бета-частинок ($^{90}\text{Sr}, ^{90}\text{Y}$)		10 - 100000
Час накопичення еквівалентної дози	хв	1 - 6000
Енергетична залежність		$\pm 25\%$
Енергетичний діапазон зареєстрованої випромінювання	МеВ	0,05-3
Дискретність програмування порогових рівнів за потужністю дози	мкЗв / год	0,01
Дискретність програмування порогових рівнів по дозі	мЗв	0,001
Дискретність програмування порогових рівнів за щільністю потоку	103/см ² · Мін	0,01
Живлення 2 елемента типорозміру		AAA
Час безперервної роботи від нових елементів живлення	год	2000
Діапазон робочих температур	°С	-20 до +50
Маса	кг	0,15
Габаритні розміри	мм	120×52×26

2.2.2. Відбір та підготовка зразків ґрунту та рослинної продукції до радіометричних досліджень

Процедура відбору зразків ґрунту для радіоекологічного моніторингу здійснювалась з урахуванням ландшафтної однорідності досліджуваних ділянок на території населеного пункту Лугини [38]. На кожній обраній ділянці формувалася змішаний зразок, який складався з п'яти індивідуальних проб. Відбір окремих проб проводився за стандартизованою методикою «конверта» [38]: чотири проби відбиралися по кутах умовного квадрата, а одна – у його центрі. Для взяття проб використовувався циліндричний пробовідбірник (для забезпечення фіксованої площі відбору).

Глибина відбору окремих (індивідуальних) проб варіювалась залежно від типу землекористування [38]: на природних угіддях проби бралися з поверхнього шару на глибину до 10 см; для орних земель глибина відбору становила до 25 см (відповідає глибині орного шару. Загальна маса усередненої проби з ділянки становила не менше 2 кг, що є достатнім для проведення подальших радіометричних аналізів [38].

Відібрані зразки ґрунту негайно поміщались в чисті поліетиленові пакети та маркувалися із зазначенням номера ділянки, дати відбору та інших необхідних ідентифікаційних даних. Після доставки до лабораторії проводилася підготовка зразків. Середні проби з кожної ділянки готувалися шляхом ретельного змішування п'яти індивідуальних проб, взятих на цій ділянці. Перед проведенням радіометричних вимірювань усі зразки ґрунту підлягали попередній обробці [38]: їх висушували до повітряно-сухого стану за кімнатної температури, потім подрібнювали та просіювали через сито з діаметром отворів 2 мм для видалення великих фракцій та сторонніх включень. Підготовлений таким чином ґрунт ретельно перемішувався для досягнення максимально однорідності.

Відбір зразків рослинної продукції з метою оцінки можливого радіоактивного забруднення проводився відповідно до положень методичних вказівок «Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs у харчових продуктах» [35]. Точкові проби різних видів рослинної продукції (зелена маса картоплі, буряку, моркви, пшениці та лікарських рослин) відбиралися на присадибних ділянках місцевих мешканців. Місця відбору рослинної продукції корелювали з ділянками, де проводився відбір зразків ґрунту, для можливості оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини. З декількох точкових проб одного виду рослинної продукції, відібраних на одні ділянці, формувалася об'єднана проба. Шляхом ретельного перемішування об'єднаної проби отримували середню пробу, маса якої становила не менше 1 кг [35]. Уся відібрана рослинна продукція, призначена для подальших радіоекологічних досліджень, пакувалася в підготовлені поліетиленові пакети. Кожен пакет маркувався етикеткою, на якій чітко зазначила шифр зразка, дата та точне місце відбору.

2.3. Спектрометр СЕГ-001 «АКП-С»-63. Методика визначення питомої активності ^{137}Cs в зразках

Для проведення радіометричних вимірювань та визначення вмісту гама-випромінюючих радіонуклідів був використаний спектрометр енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С»-63 (Рис. 2.4). Цей прилад є спеціалізованою системою, призначеною для якісного та кількісного визначення спектрального складу гамма-випромінювання. Це включає ідентифікацію та кількісну оцінку гамма-випромінюючих радіонуклідів у різних зразках. Спектрометр СЕГ-001 «АКП-С»-63 має широкий спектр застосування: використовується для радіометричного контролю та визначення радіонуклідного складу зразків (харчових продуктів, компонентів навколишнього середовища, сільськогосподарської продукції, будівельних матеріалів, радіоактивних відходів тощо).

До ключових особливостей спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63 (Рис. 2.4) [36], що визначають його функціональність та зручність, належать: можливість визначення широкого набору гамма-випромінюючих радіонуклідів (для комплексного аналізу проб), конструкція захисного екрану (зручність в експлуатації та транспортуванні), універсальність застосування приладу для проведення високоточних експертних вимірювань та оперативного експрес-контролю (час вимірювання від кількох секунд до хвилини).



Рис. 2.4. Спектрометр енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С»-63

[36]

Табл. 2.2. Технічні характеристики СЕГ-001 «АКП-С»-63 [36]

Параметр	Значення
Діапазон реєстрованих енергій, MeV	0,1-3
Енергетична роздільна здатність по лінії 0.661 MeV (^{137}Cs), %	<9
Інтегральна нелінійність, %	<1
Макс. вхідне завантаження, с^{-1}	$\leq 10^4$
Мінімально вимірювана активність при зовнішньому фоні 15 мкР/год при експозиції 1 год посудини Марінеллі 1л, Бк	
по ^{137}Cs	1,2
по ^{226}Ra	6,0
по ^{40}K	20
по ^{232}Th	3,0
Число каналів аналізатора, не менше	1024
Час встановлення робочого режиму, хв.	30
Час безперервної роботи, год	24
Живлення	220В, 50 Гц
Споживана потужність, Вт	250

Для визначення питомої активності радіонукліду ^{137}Cs у досліджуваних зразках використовувався гамма-спектрометр вітчизняного виробництва СЕГ-001 «АКП-С»-63, оснащений сцинтиляційним детектором. Процес вимірювання здійснювався шляхом розміщення підготовлених зразків у спеціалізованих вимірювальних ємностях. Зокрема, використовувалися поліетиленові ємності типу Марінелі значного об'єму, який становив 1000 см^3 , а також ємності типу Дента+ меншого об'єму - 130 см^3 . Вибір відповідної геометрії вимірювальної ємності залежав від об'єму та типу зразка. Наступним етапом після накопичення спектрів енергії гамма-квантів була їх обробка. Це процедура виконувалась за допомогою програмного забезпечення «AkWin» [37] є універсальним інструментом, який дозволяє проводити радіометричні вимірювання операторам із мінімальним рівнем підготовки, так і для фахівців.

Його функціональні можливості охоплюють вирішення широкого спектра завдань у галузі спектрометрії ядерних випромінювань. Важливими перевагами цього програмного забезпечення є використання оптимізованих математичних алгоритмів для обробки даних, конкретний розрахунок похибок вимірювання. Програмне забезпечення «AkWin» функціонує в операційному середовищі

Windows підтримує технологію «plug and play» [37], що спрощує його інсталяцію та під'єднання до обладнання.

2.4. Розрахунок коефіцієнтів накопичення та переходу для ^{137}Cs

Коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами кількісно описує інтенсивність надходження та утримання радіоактивних речовин в організмах. Він визначається як співвідношення між концентрацією радіонукліду, зафіксованою безпосередньо в тканинах рослин, та його концентрацією у відповідному середовищі. Це співвідношення дозволяє оцінити здатність рослин акумулювати радіонукліди (формула 2.1).

$$K_H = \frac{A_{\text{рослини}} \text{ (Бк/кг)}}{A_{\text{грунту}} \text{ (Бк/кг)}} \quad (2.1)$$

Коефіцієнт переходу є важливим параметром, що характеризується інтенсивність міграції радіоактивних елементів із ґрунтового покриву до рослинного організму. Він визначається як кількісне співвідношення між вмістом радіонукліду, виявленим в одиниці маси продуктивної частини рослини (наприклад, зерна, плодів, листя тощо), та загальним вмістом цього ж радіонукліду, що знаходиться в шарі ґрунту на площі одного квадратного метра ділянки, де виростають ці рослини. Це відношення слугує мірою біологічної доступності та поглинання радіонукліду кореневою системою рослин із ґрунту та його подальшого транспорту до урожайних органів (формула 2.2.).

$$K_{\Pi} = \frac{A_{\text{рослини}} \text{ (Бк/кг)}}{A_{\text{ґрунту}} \text{ (кБк/м}^2\text{)}} \quad (2.2)$$

Статистичний аналіз та обробка експериментальних даних здійснювалися з використанням функціональних можливостей програмного забезпечення Microsoft Excel.

РОЗДІЛ 3. СУЧАСНА РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ У СЕЛИЩІ ЛУГИНИ, КОРОСТЕНСЬКОГО РАЙОНУ, ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Опис місць відбору зразків. Значення показників гамма-фону.

З метою всебічного дослідження радіонуклідного забруднення території було здійснено відбір зразків з ключових матриць навколишнього середовища. Ці точки відбору були обрані для оцінки розподілу радіонуклідів (зокрема ^{137}Cs) у різних компонентах локальної екосистеми.

Відбір проводився у чотирьох локаціях, що представляють різні типи середовищ: ґрунт, поверхневі (застійні та проточні) та підземні води.

Першою точкою є локація Город, розташований за координатами 51,0936° пн. ш., 28,4210° сх. д. Ця ділянка є типовим присадибним городом у сільській забудові, локалізованим близько до мішаного лісу та річки Жерев. Ґрунт на ділянці наближений до дерново-підзолистого типу, а сама ділянка щорічно використовується для вирощування базових овочевих культур.

Друга локація – річка Жерев (Рис. 3.1) (приклад проточного водного середовища), за координатами 51,0939° пн. ш., 28,4249° сх. д. Вона є малою річкою Полісся, лівою притокою Ужа, та характеризується помірною течією, звивистим руслом і заплавами луками. Розташована поруч з лісом та зазнає певного антропогенного навантаження.

Третя локація – Ставок (Рис. 3.1) (приклад застійного водного середовища) за координатами 51,0932° пн. ш., 28,4211° сх. д. Це локальний водний об'єкт, що знаходиться неподалік від житлової території та локації город, має виражений схил до нього та характеризується наявністю розвиненої водної фауни та флори. Інтегрований у місцевий природний ландшафт поблизу мішаного лісу та річки Жерев.

Четвертою точкою є Криниця за координатами 51,0934° пн. ш., 28,4210° сх. д. Це приклад середовища підземних вод першого або другого горизонту. Криниця є джерелом питного водопостачання з приблизною глибиною 10,3 м.

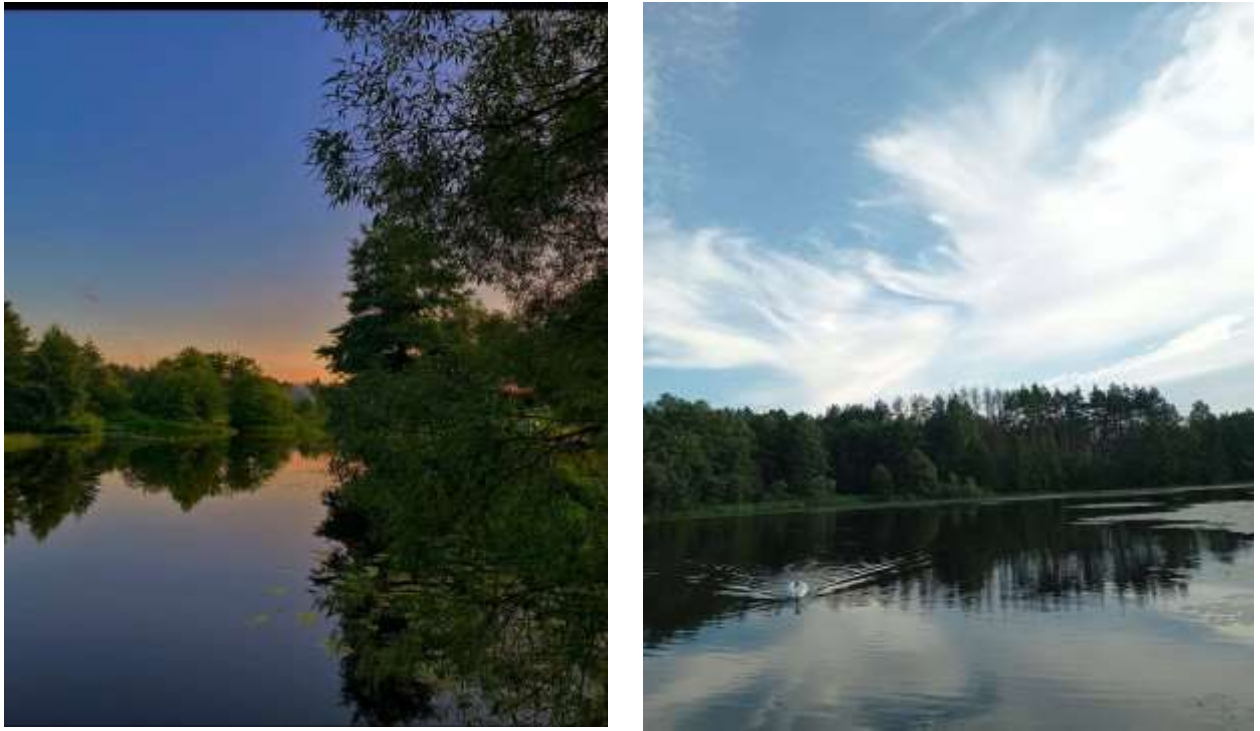


Рис. 3.1. Приклади локацій – р. Жерев та ставок

Для оцінки радіаційної обстановки на досліджуваній території в польових умовах було проведено вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання (гамма-фону) у чотирьох ключових локаціях. На кожній локації було здійснено по п'ять вимірювань. Отримані рівні гамма-фону представлені у таблиці 3.1:

Табл. 3.1. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на відкритій місцевості локацій відбору проб

Локація	№1, мкР/год	№2, мкР/год	№3, мкР/год	№4, мкР/год	№5, мкР/год	\bar{x} , мкР/год	НРБУ- 97, мкР/год
Город	10.0	10.9	10.7	10.2	10.5	10.46	30
Біля річки	9.8	9.6	10.2	10.1	9.4	9.82	
Біля ставка	8.1	8.4	9.3	10.0	9.5	9.06	
Біля криниці	9.9	9.4	10.5	10.7	10.1	10.12	

На основі даних, представлених у таблиці 3.1, було проведено оцінку потужності експозиційної дози гамма-випромінювання на відкритій місцевості у чотирьох визначених локаціях відбору проб. В межах кожної досліджуваної ділянки здійснювалось по п'ять індивідуальних вимірювань, що дозволило розрахувати усереднений показник гамма-фону (\bar{x}). За результатами вимірювань, середні рівні гамма-фону склали: для локації "Город" – 10.46 мкР/год, "Біля річки" – 9.82 мкР/год, "Біля ставку" – 9.06 мкР/год та "Біля криниці" – 10.12 мкР/год.

При порівнянні отриманих значень із рівнем, встановленим Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97) для житлових приміщень всередині яких постійно перебувають люди – до 30 мкР/год, було встановлено, що потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на всіх досліджуваних локаціях значно нижча за цей рівень. Отримані значення гамма-фону знаходяться приблизно в діапазоні від 9 до 10.5 мкР/год. Значення корелюються із типовим діапазоном природного гамма-фону для території України (в межах 10-20 мкР/год) та частково вказують на відсутність додаткового значного забруднення ^{137}Cs .

Проведені польові вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання дозволили оцінити загальний рівень радіаційного фону на досліджуваних ділянках. Однак, для ідентифікації конкретних радіонуклідів, що зумовили цей фон та містяться у відібраних зразках, необхідний детальний аналіз спектрів енергій гамма-випромінювання (Рис. 3.2), що і було зроблено у лабораторії кафедри загальної екології, радіобіології та БЖД.

3.2. Характеристика радіонуклідного забруднення ґрунту та вод. Питома активність ^{137}Cs в зразках продукції.

Оцінка радіонуклідного забруднення різних компонентів навколишнього середовища є ключовим етапом дослідження. Шляхом гамма-спектрометричного аналізу відібраних зразків ґрунту, води та сільськогосподарської продукції було визначено питому активність техногенного радіонукліду ^{137}Cs та природного ^{40}K . Результати вимірювань питомої активності радіонуклідів у зразках, відібраних на дослідних локаціях населеного пункту Лугини, представлені у таблиці 3.2.:

Табл. 3.2. Результати вимірювання зразків відібраних у н.п. Лугини на гамма-спектрометрі СЕГ-001 «АКП-С»-63

Назва проби	Маса зразка	Питома активність ^{137}Cs			Питома активність ^{40}K		
		Бк/кг	Похибка %	Результат, Бк/кг	Бк/кг	Похибка %	Результат Бк/кг
Вода_криниця	0,823	<0,3	-	-	<4,3	-	-
Вода_річка	1,1	0,04	80	0,04±0,03	24	8	24±2
Вода_ставок	1,1	<0,15	-	-	<3	-	-
Мул_ставок	1,6	29	10	29±2,9	173	14	173±24
Буряк_столовий	0,453	<0,8	-	-	104	34,8	104±36
Картопля	0,587	<0,49	-	-	105	26	104±27
Ґрунт_город	1,2	246	7	246±17	241	9,48	241±23
Яйце_1	0,057	<2	-	-	171	57	171±98
Яйце_2	0,060	<3	-	-	142	83	142±118
Яйце_3	0,054	<3	-	-	147	85	147±125

Згідно таблиці 3.2, у зразку буряка столового масою 0,453 кг питома активність ^{137}Cs виявилася нижчою за межу виявлення (МДА), склавши <0,8 Бк/кг. Отримане значення значно нижче за допустимий рівень для буряка (40 Бк/кг). Для природного радіонукліду ^{40}K була визначена питома активність 104 Бк/кг з відносною похибкою 34,8%, що дає результат 104±36 Бк/кг. Зразок води з криниці масою 0,823 кг показав активність обох досліджуваних радіонуклідів нижче межі виявлення: <0,3 Бк/кг для ^{137}Cs (допустимий рівень для питної води – 2 Бк/кг) та <4,3 Бк/кг для ^{40}K . У зразку картоплі масою 0,587 кг питома активність ^{137}Cs також виявилася низькою (нижче МДА – <0,49 Бк/кг). Отримане значення значно нижче за допустимий рівень для картоплі (60 Бк/кг). Активність ^{40}K виміряна на рівні 105 Бк/кг з похибкою 26%, що становить 104±27 Бк/кг. Зразок ґрунту городу масою 1,2 кг продемонстрував найвищу серед усіх зразків питому активність ^{137}Cs - 246 Бк/кг з відносною похибкою 7%, що дає 246±17 Бк/кг. Питома активність природного ^{40}K у ґрунті становить 241 Бк/кг з похибкою 9,48%, результат

241±23 Бк/кг. У зразку води річки масою 1,1 кг виявлено низьку питому активність ^{137}Cs на рівні 0,04 Бк/кг, проте з дуже високою відносною похибкою вимірювання 80%, що свідчить про значну невизначеність цього вимірювання. Разом з тим це значення дуже близьке до МДА приладу, тому і маємо таку високу похибку вимірювання. Активність ^{40}K у річковій воді склала 24 Бк/кг з похибкою 8%, результат 24±2 Бк/кг. Зразок води ставу масою 1,1 кг, подібно до води з криниці, показав активність обох радіонуклідів нижче межі виявлення. Значення ^{137}Cs у воді також знаходиться нижче допустимого рівня (2 Бк/кг). У зразку мулу зі ставу масою 1,6 кг визначено питому активність ^{137}Cs на рівні 29 Бк/кг з похибкою 10%, результат 29±2,9 Бк/кг. Питома активність ^{40}K у мулі значна - 173 Бк/кг з похибкою 14%, що дає 173±24 Бк/кг. Зразки яйця 1, 2 та 3 (0,057 кг, 0,060 кг, 0,054 кг відповідно) показали активність ^{137}Cs нижче межі виявлення: <2 Бк/кг для Яйця 1, <3 Бк/кг для Яйця 2 та Яйця 3. Ці значення значно нижчі, за допустимий рівень – 100 Бк/кг для ^{137}Cs . Активність природного ^{40}K у яйцях виміряна і становить 171 Бк/кг (Яйце 1), 142 Бк/кг (Яйце 2) та 147 Бк/кг (Яйце 3). Однак, для всіх зразків яєць відносні похибки вимірювання є дуже високими (98%, 118%, 125%), що свідчить про значну невизначеність цих результатів, імовірно, пов'язану з малою масою проб.

Нижче також наводимо детальний аналіз отриманих спектрів гамма-випромінювання, отриманих при вимірюванні зразків (рис. 3.2 – 3.4).

Спектр енергій гамма-випромінювання (рис. 3.2) відображає радіонуклідний склад зразка води, відібраного з криниці у населеному пункті Лугини. Візуальний аналіз спектра демонструє наявність кількох виражених піків над неперервним комптонівським фоном. Програмне забезпечення AkWin ідентифікувало присутність радіонукліду ^{232}Th . Це свідчить про вплив природної радіоактивності, зумовленою присутністю порід та мінералів, що містять цей радіонуклід та його дочірні продукти розпаду (^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl тощо). Піки від цих ізотопів відповідають високому піку у правій частині спектра та іншим пікам у середній та низькоенергетичній областях. Також у спектрі, присутні пік від ^{40}K з характерною енергією 1460.8 кеВ. Проте активність цього радіонукліду встановити

Спектр енергій гамма-випромінювання (рис. 3.3) відображає радіонуклідний склад зразка ґрунту городу домогосподарства в населеному пункті Лугини. Програмне забезпечення AkWin ідентифікувало присутність 4-х радіонуклідів: ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra . Природні ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra в нормі присутні в ґрунті, так як надходять з порід та мінералів материнської породи. Також у цьому зразку виміряна найвища серед усіх зразків питома активність штучного ^{137}Cs , що є наслідком випадіння після аварії на Чорнобильській АЕС. Пік від цього ізотопу з характерною енергією 662 кеВ є найбільшим. Результат є закономірним, адже ґрунт зараз виступає основним депо накопичення ^{137}Cs у наземних екосистемах.

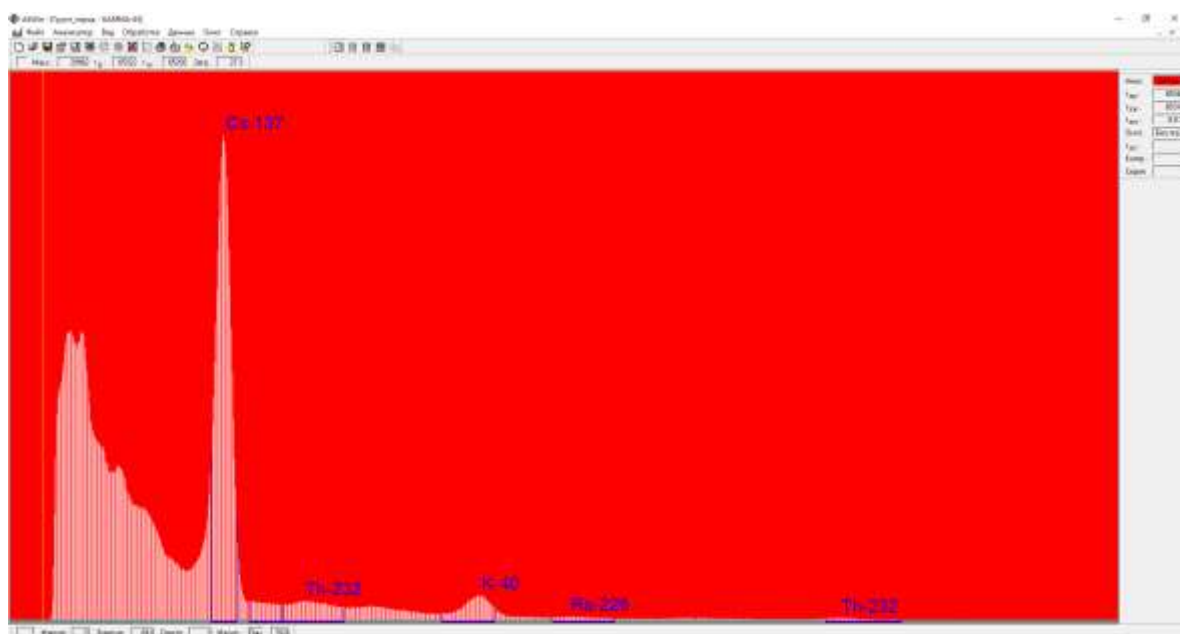


Рис.3.3. Спектр енергій гамма-випромінювань, отриманий при вимірюванні питомої активності зразка ґрунту з городу н.п. Лугини

Спектр енергій гамма-випромінювання (рис. 3.4) відображає радіонуклідний склад зразка продукції домогосподарства в населеному пункті Лугини, а саме курячого яйця. Програмне забезпечення AkWin ідентифікувало присутність 2-х радіонуклідів: ^{232}Th , ^{40}K . Невеликі активності природних ^{232}Th , ^{40}K практично постійно присутні в зразках об'єктів навколишнього середовища.

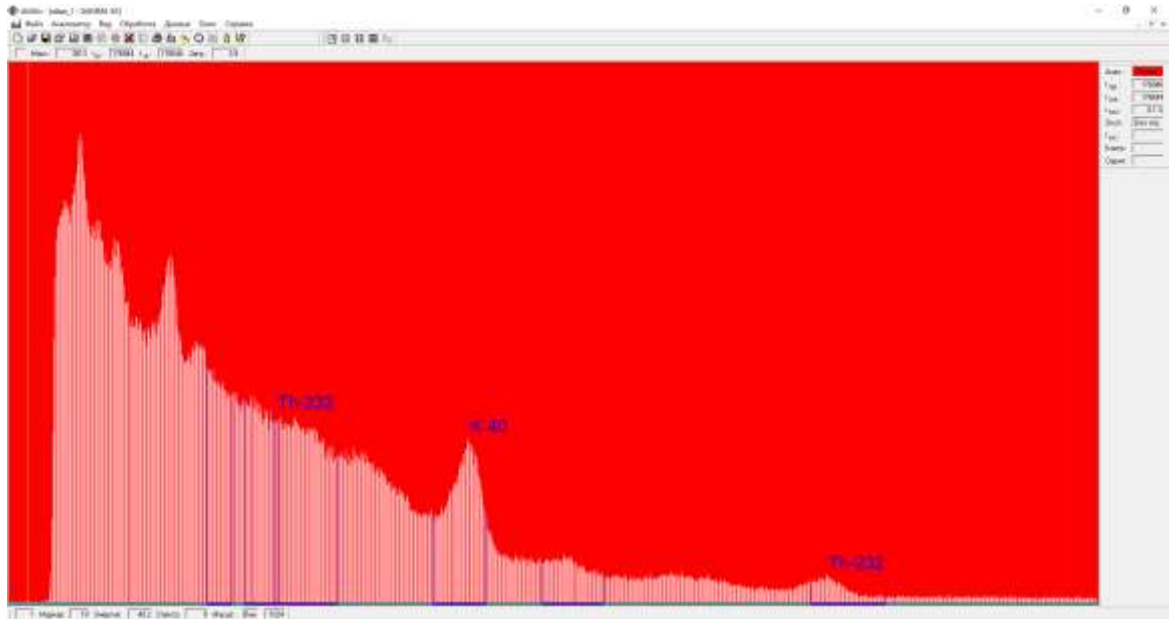


Рис.3.4. Спектр енергій гамма-випромінювань, отриманий при вимірюванні питомої активності курячого яйця з домогосподарства н.п. Лугини

Активність ^{137}Cs встановити не вдалося, значення виявилось нижчим мінімально детектованої активності (МДА) для цього зразка, що показує практичну відсутність міграції радіонуклідів у системі ґрунт-рослина на корм-продукція.

3.3. Аналіз отриманих результатів

Проведене комплексне радіоекологічне дослідження на території населеного пункту Лугини охопило вимірювання гамма-фону та аналіз питомої активності таких радіонуклідів, як ^{137}Cs та ^{40}K у різних компонентах місцевої екосистеми та продукції домогосподарства: ґрунті, воді (криниця, ставок, річка), донних відкладень (мулі) та сільськогосподарській продукції (буряк, картопля, яйця).

Польові вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання на відкритій місцевості показали, що середні рівні фону на всіх досліджуваних локаціях знаходяться в діапазоні 9.09-10.46 мкР/год. Ці показники корелюються з типовим діапазоном природного гамма-фону на території України (10-20 мкР/год).

За результатами вимірювань питомої активності були проведені розрахунки коефіцієнтів накопичення та переходу для сільськогосподарської продукції (столові буряки та картопля) домогосподарства н.п. Лугини.

Коефіцієнт накопичення кількісно описує інтенсивність надходження та утримання радіоактивних речовин в об'єкті. Згідно отриманих попередньо даних, було проведено розрахунок:

Для столового буряка ^{137}Cs : $A_{\text{рослини}} = <0,8 \text{ Бк/кг}$; $A_{\text{грунту}} = 246 \pm 7 \text{ Бк/кг}$

$$K_{\text{н}} = \frac{0,8 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{246 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)} = 0,0033$$

Результат свідчить про дуже низьке накопичення ^{137}Cs буряком з даної локації.

Для картоплі ^{137}Cs : $A_{\text{рослини}} = <0,49 \text{ Бк/кг}$; $A_{\text{грунту}} = 246 \pm 7 \text{ Бк/кг}$

$$K_{\text{н}} = \frac{0,49 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{246 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)} = 0,0020$$

Результат вказує на дуже низьке накопичення ^{137}Cs картоплею з даної локації.

Для дерново-підзолистих ґрунтів, які є досить поширеними на Поліссі, значення об'ємної маси складає $1,2 \text{ г/см}^3$ (або 1200 кг/м^3). Глибина забрудненого шару ґрунту – 25 см (0,25 м).

Розрахунок щільності забруднення ^{137}Cs у ґрунті на 1 м^2 :

Щільність забруднення = $246 \text{ Бк/кг} \times 1,200 \text{ г/см}^3 \times 25 \text{ см} \times 100 \text{ см} \times 100 \text{ см} = 73800 \text{ Бк/м}^2$

або $73,8 \text{ кБк/м}^2$ або

$$73,8 \text{ кБк/м}^2 / 37 = 2 \text{ Кі/км}^2$$

Коефіцієнт переходу для столового буряка:

$$K_{\Pi} = \frac{0,8 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{73,8 \left(\frac{\text{кБк}}{\text{м}^2} \right)} = 0,01$$

Коефіцієнт переходу для картоплі:

$$K_{\Pi} = \frac{0,49 \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{73,8 \left(\frac{\text{кБк}}{\text{м}^2} \right)} = 0,007$$

Отримані значення коефіцієнтів переходу для буряка та картоплі є дуже низькими, що вказує на вкрай низьку інтенсивність міграції ^{137}Cs із ґрунту до рослинної продукції, яка вирощується у даній локації. Це корелюється з низькою активністю радіонукліда. Такі низькі коефіцієнти є позитивним показником радіаційної безпеки для місцевого населення.

За результатами вимірювань та розрахунків, встановлено, що щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs складає 2 Кі/км^2 . Цей показник менший, ніж встановлений статтею 2 ЗУ «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» для зони гарантованого добровільного відселення (від $5,0$ до $15,0 \text{ Кі/км}^2$) [43]. Отже, за даним показником ця територія не належить до зон радіоактивного забруднення.

Проте на 1986 рік н.п. Лугини віднесено було до 3-ї зони цілком справедливо, адже вже пройшло більше одного періоду напіврозпаду ^{137}Cs (30 років), відповідно більше половини активності радіонукліду фізично розпалася. Тому 5 і більше Кі/км^2 сумарно ^{137}Cs та ^{134}Cs (вже цілком розпався) у аварійний рік було на цій території.

Детальний аналіз спектрів енергій гамма-випромінювання, зокрема для зразка води з криниці, підтвердив переважаючий вплив природних радіонуклідів. У спектрів чітко ідентифіковані піки, що належать до родини ^{232}Th (зокрема ^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl), а також виражений пік природного ^{40}K з характерною енергією $1460,8 \text{ кеВ}$. Візуальний аналіз спектра не виявив чітко відокремленого піку ^{137}Cs на енергії $661,7 \text{ кеВ}$. Це свідчить про його низьку концентрацію у зразку води з

криниці. Це узгоджується з відомою низькою мобільністю ^{137}Cs в ґрунтах та його сорбцією у верхніх шарах, що обмежує його надходження до підземних вод.

Гамма-спектрометричний аналіз зразків різних компонентів екосистеми дозволив визначити питому активність радіонуклідів. Ґрунт продемонстрував найвищі серед усіх зразків значення активності ^{137}Cs – 246 ± 17 Бк/кг та ^{40}K – 241 ± 23 Бк/кг. Ґрунту є основним депо техногенних радіонуклідів після радіоактивних опадів, а ^{40}K є природним компонентом мінерального складу ґрунту. У водних зразках (криниця, річка, ставок) активність ^{137}Cs та ^{40}K була значно нижчою, часто навіть нижче межі виявлення. У воді криниці активність обох радіонуклідів була нижче межі виявлення (<0.3 Бк/кг для ^{137}Cs та <4.3 Бк/кг для ^{40}K), у воді ставка також (<0.15 Бк/кг для ^{137}Cs та <3 Бк/кг для ^{40}K). У річковій воді виявлено низьку активність (^{137}Cs - 0.04 Бк/кг, але з високою похибкою 80% та ^{40}K - 24 Бк/кг). Усі виявлені значення у водних зразках знаходяться значно нижче допустимих рівнів для питної води (^{137}Cs – 2 Бк/кг, ^{40}K – нормативно не встановлений, але загальна α, β активність контролюється). Мул ставка, навпаки, продемонстрував значну акумуляцію радіонуклідів: ^{137}Cs – $29 \pm 2,9$ Бк/кг, а ^{40}K – 173 ± 24 Бк/кг. Це вказує на його роль як вторинного депо радіонуклідів у водній екосистемі.

Коефіцієнт накопичення був розрахований для того, аби описати інтенсивність надходження та утримання радіоактивних речовин в об'єкти з середовища. За результатами вимірювань, було встановлено, що для сільськогосподарських культур (буряк та картопля) питома активність виявилася нижчою за межу виявлення (<0.8 Бк/кг для буряка та <0.49 Бк/кг для картоплі) при значно вищій активності радіонукліду у ґрунті (246 ± 7 Бк/кг). Це прямо свідчить про дуже низький перехід ^{137}Cs з ґрунту, що є позитивним показником радіаційної безпеки продукції. Аналогічна ситуація спостерігається і зі зразками яєць. Активність ^{137}Cs у всіх трьох зразках була нижчою за межу виявлення (<2 Бк/кг для Яйця 1, <3 Бк/кг для Яйця 2 та Яйця 3). Порівняння цих значень з активністю у ґрунті підтверджує дуже низький коефіцієнт накопичення ^{137}Cs в яйцях. Це вказує на обмежену міг-

рацію радіонукліду в харчових ланцюгах. Натомість, для мулу із ставка було зафіксовано значно вище значення коефіцієнту накопичення ^{137}Cs з водної фази. При активності радіонукліду в мулі $29 \pm 2,9$ Бк/кг та активності у воді ставка < 0.15 Бк/кг. Мул в даному випадку є депо ^{137}Cs у цій екосистемі.

Проведені вимірювання питомої активності ^{137}Cs у продукції домогосподарства не виявили перевищень допустимих рівнів цього радіонукліду, встановлених НРБУ. Навпаки, питома активність є значно нижчою від допустимих рівнів, що вказує на значне покращення радіоекологічної ситуації на території н.п. Лугини за 39 років після радіоактивних випадків Чорнобильської АЕС.

ВИСНОВКИ

Було проведене комплексне радіоекологічне дослідження сучасного стану населеного пункту Лугини Коростенського району Житомирської області дозволило оцінити поточну радіаційну обстановку та поведінку ключових радіонуклідів після Чорнобильської катастрофи.

Польові вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання на відкритій місцевості в чотирьох ключових локаціях показали значення в діапазоні від 9 до 10,5 мкР/год. Ці показники знаходяться в межах типового природного гамма-фону для території України (10-20 мкР/год), що свідчить про відсутність значного додаткового радіонуклідного забруднення, яке проявляється через зовнішній гамма-фон, у порівнянні з природним фоном.

Гамма-спектрометричний аналіз зразків різних компонентів довкілля виявив найвищу питому активність ^{137}Cs у ґрунті городу, яка становила 246 ± 17 Бк/кг. Це є закономірним результатом, оскільки ґрунт виступає основним депо довгоживучих радіонуклідів після радіоактивних випадів. Водночас, у зразках поверхневих (річка, ставок) та підземних (криниця) вод питома активність ^{137}Cs була нижчою за межу виявлення ($< 0,3$ Бк/кг), що свідчить про його обмежену міграцію у водні горизонти.

Розрахунки щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у Лугинах показали 2 Кі/км². Цей показник значно нижчий за діапазон ($5,0$ – $15,0$ Кі/км²), встановлений Законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» для зони гарантованого добровільного відселення. Таким чином, за поточним рівнем забруднення ^{137}Cs територія Лугин вже не належить до зон радіоактивного забруднення згідно з чинним законодавством. Важливо зазначити, що у 1986 році Лугини були обґрунтовано віднесені до 3-ї зони, оскільки на той час сумарна активність ^{137}Cs та ^{134}Cs (який наразі повністю розпався) значно перевищувала сучасні рівні, враховуючи проходження понад одного періоду напіврозпаду ^{137}Cs .

Ключовим позитивним результатом є відсутність перевищень допустимих рівнів ^{137}Cs у зразках продукції домогосподарства (буряк, картопля, яйця), встановлених НРБУ. Навпаки, питома активність цього радіонукліду в цих продуктах є значно нижчою за допустимі норми. Це вказує на значне покращення радіоекологічної ситуації на території населеного пункту Лугини через 39 років після радіоактивних випадів Чорнобильської АЕС, що має важливе значення для радіаційної безпеки місцевого населення та сталого розвитку регіону.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Гудков І. М., Кашпаров В. О. Радіоекологічний моніторинг: Навчальний посібник. 2019. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u243/27_gudkov_radioekologichniy_monitoring.pdf.
2. World Nuclear Assossiation. RBMK Reactors – Appendix to Nuclear Power Reactors. *World Nuclear Assossiation*. 15.02.2022. URL: <https://world-nuclear.org/information-library/appendices/rbmk-reactors>.
3. Чорнобильська трагедія в документах та матеріалах // З архівів ВУЧК, ГПУ, НКВД, КГБ. – 2001. – № 1. Спецвип. – С. 3–398.
4. Бондар О. І., Фінін Г. С. Картографування радіаційного забруднення території України. *Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління*. URL: http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2020/2/part_2/6.pdf.
5. Український Гідрометеорологічний Центр. Річниця Чорнобильської катастрофи: який радіаційний стан в Україні зараз. Карти. Відео. *Ракурс*. 11.05.2018. URL: <https://racurs.ua/ua/n104245-poroshenko-pogodyv-zakon-pro-posylennya-kontroly-na-ukrayinskomu-kordoni.html>.
6. Грабовський В. А. Чорнобильська катастрофа: контроль радіоактивного забруднення довкілля / В. А. Грабовський // *Безпека життєдіяльності*. – 2005. – № 3. – С. 32–36.
7. Salbu B., Krekling T., Oughton D. H. Hot particles in accidental releases from Chernobyl and Windscale nuclear installations. *Analyst*. 12.05.1994. URL: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/1994/an/an9941900125>.
8. Особливості міграції техногенних радіонуклідів у ґрунтах ближньої зони відчуження ЧАЕС / А. І. Липська, В. І. Ніколаєв, В. А. Шитюк [та ін.] // *Щорічник* – 2012. – Київ : ІЯД, 2013. – С. 131. – Бібліогр. в кінці ст.
9. Гунько Н. В. Уроки Чорнобилю: екологічна міграція / Н. В. Гунько // *Демографія та соц. економіка*. – 2011. – № 2. – С. 31–41.
10. Bundesamt für Strahlenschutz. Environmental contamination and other consequences of the Chornobyl reactor accident. *Bundesamt für Strahlenschutz*.

- 12.04.2022. URL: https://www.bfs.de/EN/topics/ion/accident-management/emergency/chornobyl/environmental-consequences.html?utm_source=chatgpt.com.
11. Белан В. Ю. Чорнобильська катастрофа – як це було і що ми маємо сьогодні / В. Ю. Белан // Екол. вісн. – 2011. – № 6. – С. 24–26.
12. Reuven Y. Population trends of Steppe Eagle (*Aquila nipalensis*) at Eilat, Israel – a cause for concern. *ResearchGate*. 2009. URL: https://www.researchgate.net/figure/The-wind-directions-at-Chernobyl-during-days-1-and-2-after-the-disaster-were-to-the-north_fig1_281292867.
13. Гончарук В. Роль хімічних форм радіонуклідів у прогнозуванні їхньої поведінки в довкіллі / В. Гончарук, Г. Пшинко // Вісн. НАНУ України. – 2011. – № 10. – С. 3–17.
14. Житомирська Обласна Рада. Чорнобильська катастрофа: у Житомирі стартувала Міжнародна науково-практична конференція. *Житомирська Обласна Рада*. 20.05.2021. URL: <https://surl.li/nxzppa>.
15. Управління екології та природних ресурсів Житомирської обласної військової адміністрації. Екологічний паспорт Житомирської області. *Управління екології та природних ресурсів Житомирської обласної військової адміністрації*. 2023. URL: <https://eprdep.zht.gov.ua/Ekopasport%202023.pdf>.
16. Костюченко О. К. Оцінка дозових навантажень мешканців окремих населених пунктів Народицького району Житомирської області. 2014. URL: https://lektsii.org/3-116242.html?utm_source
17. Житомирська обласна військова адміністрація. Екологічного паспорту Житомирської області. *Житомирська обласна військова адміністрація*. 20.08.2015. URL: https://eprdep.zht.gov.ua/EP2015_gol.html.
18. Карта радіаційного фону. *SaveEcoBot*. URL: <https://www.saveecobot.com/radiation-maps#8/50.700/28.597/gamma/ara+arc+clua+cuc+crc>.

19. Радіаційний фон у Житомирській області — в межах норми. *Online Житомир*. 10.05.2025. URL: <https://zhitomir-online.com/2025/05/10/radiatsiynnyy-fon-u-zhytomyrskiy-oblasti-v-mezhakh-normy.html>.
20. IAEA. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. *IAEA*. 2006. URL: <https://inis.iaea.org/records/sczxa-ybb04>.
21. Yoschenko V., Kashparov V. Behavior of the Chernobyl-Derived Radionuclides in Forest Ecosystems and Effects of Radiation. *ResearchGate*. 2020. URL: https://www.researchgate.net/publication/341503583_Behavior_of_the_Chernobyl-Derived_Radionuclides_in_Forest_Ecosystems_and_Effects_of_Radiation.
22. Modi M., Dash N. Sorption of Radionuclides. *ResearchGate*. 2015. URL: https://www.researchgate.net/publication/286921550_Sorption_of_Radionuclides.
23. Shaw G. Plants and Radionuclides. *ResearchGate*. 09.05.2008. URL: https://www.researchgate.net/publication/229599219_Plants_and_Radionuclides.
24. Схема розпаду ^{137}Cs . *Вікіпедія*. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%A6%D0%B5%D0%B7%D1%96%D0%B9-137>.
25. Nguyen V., Vu N. 'Time to crop' for ^{137}Cs in the surface soil and its long-term effects to population based on model assessment. *ScienceDirect*. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706118309303>.
26. Ani T. Clay and clay mineralogy. *ResearchGate*. 2008. URL: https://www.researchgate.net/publication/292706105_Clay_and_clay_mineralogy.
27. Golmakani S. Factors affecting the transfer of radionuclides from the environment to plants. *ResearchGate*. 2008. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18420569/>.
28. Bell J., Grogan H. Plant uptake of radionuclides. *ResearchGate*. 16.08.2007. URL: https://www.researchgate.net/publication/229986269_Plant_uptake_of_radionuclides.
29. Herasymenko V. Y., Rozputnyi O. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in the rural area of the Central Forest Steppe of Ukraine after the Chernobyl accident. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2021. URL:

- <https://www.ujecology.com/articles/migration-of-137cs-and-90sr-radionuclides-in-the-rural-area-of-the-central-forest-steppe-of-ukraine-after-the-chernobyl-.pdf>.
30. Sources of ionizing radiation. *Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*. 10.05.2000. URL: https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html.
31. Kaissas I., Clouvas A. Long-term study (1987-2023) on the distribution of ^{137}Cs in soil following the Chernobyl nuclear accident: a comparison of temporal migration measurements and compartment model predictions. *National Library of Medicine*. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37698137/>.
32. IAEA. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. *IAEA*. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf.
33. Beresford N., Fesenko S. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt?. *ScienceDirect*. 20.05.2016. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X16300261>.
34. ПП «БРОМ». Дозиметр радіометр МКС-05 ТЕРРА. ПП «БРОМ». URL: <https://brom.ua/uk/mks-05-ukr>.
35. Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в харчових продуктах. МВ 6.6.1-10.10.17.158-08. Київ.– 2008.– 27 с.
36. ТОВ "НВП "Атом Комплекс Прилад". СЕГ-001 «АКП-С»-63 - спектрометр енергії гамма-випромінення. ТОВ "НВП "Атом Комплекс Прилад". URL: http://www.akp.com.ua/ua/index.php?option=com_content&view=article&id=121:seg-001-akp-63&catid=70:gamma-spectr&Itemid=108
37. ТОВ "НВП "Атом Комплекс Прилад". Програмне забезпечення "АКWin". ТОВ "НВП "Атом Комплекс Прилад". URL: http://akp.com.ua/ua/index.php?option=com_content&view=article&id=98:akwin&catid=59:po&Itemid=114.
38. Гудков І.М. Радіобіологія: підручник для вищих навчальних закладів. Київ : НУБіП України, 2016. 485 с.

39. Головне управління статистики у Житомирській області. Чисельність населення (за оцінкою) на 1 січня 2022 року. Житомирська область. *Головне управління статистики у Житомирській області*. URL: https://www.zt.ukrstat.gov.ua/StatInfo/region/Naselen/2022/chislnas_0122.html.
40. Сульська З. В. Лугини. *Енциклопедія Сучасної України*. URL: <https://esu.com.ua/article-59008>.
41. Управління екології та природних ресурсів Житомирської обласної військової адміністрації. Екологічний паспорт Житомирської області. *Управління екології та природних ресурсів Житомирської обласної військової адміністрації*. 2023. URL: <https://eprdep.zht.gov.ua/Ekopasport%202023.pdf>.
42. Постанова: "Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР про порядок введення в дію законів Української РСР "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" та "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи". *Верховна Рада України*. 23.10.2008. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/106%D0%B0-91-%D0%BF#Text>.
43. Закон України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи". *Верховна Рада України*. 01.10.2023. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>.