

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (ННІ) Захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 574.1:502.211:582:502.51

ПОГОДЖЕНО **ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ**
Декан факультету (Директор ННІ) Захисту рослин, біотехнологій та екології
(назва факультету (ННІ)) Завідувач кафедри Екології агроєкосистем та екологічного контролю
(назва кафедри)

(підпис) Коломієць Ю. В.
(ПІБ)

(підпис) Наумовська О.І.
(ПІБ)

“ ” 20_р. “ ” 20_р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: Радіальний розподіл ^{137}Cs і ^{90}Sr у типових насадженнях берези повислої

Спеціальність 101 Екологія

(код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища

(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Гарант освітньої програми

Д. біол. н. проф
(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис) Гайченко Віталій Андрійович
(ПІБ)

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

К. біол. н. ст. викл.
(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис) Гіленко Володимир Віталійович
(ПІБ)

Виконав

(підпис)

(ПІБ студента) Москалюк Арсеній Васильович

(ПІБ студента)

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (НИ) Захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри екології агросфери та екологічного контролю

кандидат с-г наук, доцент (науковий ступінь, вчене звання) Наумовська О.І. (підпис) (ПШБ) 20 року

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ СТУДЕНТУ

Москалюк Арсеній Васильович (прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність М01 екологія (код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища (назва)

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

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: Радіальний розподіл ^{137}Cs і ^{90}Sr у типових насадженнях берези повилелої

затверджена наказом ректора НУБіП (України) від " " 20 р. №

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2021.12.8. (рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури, закладання пробного майданчика, проведення польових робіт, проведення камеральних робіт, вимірювання β -активності ^{90}Sr в зразках деревини після радіохімічного виділення радіонуклідів, обробка та обговорення отриманих результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Опрацювати літературу;
2. Провести польові роботи;
3. Провести камеральні роботи;
4. Виконати вимірювання β -активності ^{90}Sr в зразках деревини після радіохімічного виділення радіонуклідів;
5. Обробка та обговорення отриманих даних.

Перелік графічного матеріалу (за потреби) _____

Дата видачі завдання " 23 " листопада 2020 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Ілленко В.В. (підпис) (прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

(підпис)

Москалюк А. В. (прізвище та ініціали студента)

НУБІП УКРАЇНИ

РЕФЕРАТ

Магістерська робота складається з пояснювальної записки.

Пояснювальна записка викладена на 67 сторінках друкованого тексту і складається із вступу, 3-х розділів, висновків, списку використаних джерел із 65 найменування. Робота містить 2 додатки, 2 таблиці, 18 рисунків

Новизна: отримано результати розподілу радіонуклідів між стовбурами дерев у однорідних насадженнях.

Мета роботи: вивчити радіальний розподіл ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбурі берези повислої (*Betula pendula*).

Об'єкт дослідження - аналіз радіального розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбурі берези повислої.

Предмет дослідження – питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у деревині берези повислої (*Betula pendula*).

Для досягнення мети було поставлено такі завдання:

1. Опрацювати літературу;
2. Знайти пробний майданчик;
3. Провести польові роботи (картування, встановлення еквівалентних доз, оцінка щільності β -потоків);
4. Провести камеральні роботи (висушування відібраних зразків, механічне подрібнення, підготовка до β -спектрометрії);
5. Виконати вимірювання β -активності ^{90}Sr в зразках деревини після радіохімічного виділення радіонукліду;
6. Виміряти на γ -спектрометрі питому активність ^{137}Cs ;
7. Обробка та обговорення отриманих даних.

Ключові слова: ^{137}Cs , ^{90}Sr , Береза повисла (*Betula pendula*), радіальний розподіл радіонуклідів, Зона Відчуження.

Зміст	
ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1. Огляд літератури	10

1.1. Історія виникнення науки радіобіології 10

1.2. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для лісових екосистем	14
1.3. Характеристика радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr	19
1.4. Опис досліджуваного регіону	23

1.4.1. Кліматичні умови ЧЗВ 26

РОЗДІЛ 2. Матеріали й методи	28
2.1. Розташування об'єктів дослідження	28

2.2. Методологія відбирання проб ґрунту 29

2.2.1. Вимоги до пробовідбірних пристроїв та обладнання	29
2.2.2. Загальні вимоги до вибору пробних майданчиків	29
2.2.3. Гамма-зіомка обстежуваної ділянки	29

2.2.4. Відбирання точкових проб 30

2.3. Гамма-спектрометричний метод визначення вмісту радіонуклідів	31
2.4. Радіохімічні методи визначення ^{90}Sr	33
2.5. Опис об'єктів дослідження та обсяги зібраного матеріалу	36

2.6. Польові роботи на експериментальних майданчиках 38

2.7. Вимірювання питомої активності радіонуклідів	40
2.8. Обробка даних взірних спостережень	42

РОЗДІЛ 3. Результати та обговорення 45

3.1. Питомі активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у етовбуровій деревині дерев на майданчику	45
--	----

3.2. Радіальний розподіл питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбуровій деревині дерев на майданчиках.....49

3.3. Аналіз та обговорення.....51

ВИСНОВКИ.....55

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....56

ДОДАКОВІ МАТЕРІАЛИ.....64

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ВСТУП

Внаслідок Чорнобильської аварії у 1986 році зазнали значного радіоактивного забруднення регіони сучасних України, Білорусі та Російської Федерації. У навколишнє середовище з четвертого реактору Чорнобильської АЕС потрапила велика кількість штучних радіонуклідів з загальною активністю близько $13 \cdot 10^{18}$ Бк, з якої на ^{137}Cs і ^{90}Sr припадало біля $85 \cdot 10^{15}$ Бк та $4 \cdot 10^{15}$ Бк відповідно [43;63], та котрі наразі формують основне дозове навантаження на біоту постраждалих екосистем. У ближній зоні Чорнобильських випадів найбільш забруднені території України та Білорусі, площею 4760 км², були виключені з сільськогосподарського використання, а постійні мешканці відселені у інші регіони [42]. Ця територія отримала спеціальний статус, й наразі називається Чорнобильська зона відчуження

(ЦЗВ). Ще в доаварійний період лісистість прилеглих територій до Чорнобильської АЕС складала понад 40%, а вже після аварії з припиненням будь-якої активної сільськогосподарської і лісогосподарської діяльності на найбільш забруднених землях через 30 років лісовий покрив регіону наблизився до 60% [47]. Відповідно зростала екологічна роль лісових екосистем у регіоні.

Ліси значно краще забезпечують бар'єрну функцію з непоміщення штучних радіонуклідів у порівнянні з нелісовими ландшафтами, оскільки у дерев'янистих угрупованнях рослин формуються значні обсяги компонентів біомаси, де може акумулюватися помітна частина від валової активності біологічно мобільних радіонуклідів (^{137}Cs і ^{90}Sr) [60].

В надземній біомасі берези повислої зазвичай найбільша частка активності ^{137}Cs і ^{90}Sr локалізується у деревині стовбура, лише у молодих чи тонкомірних дерев спостерігається вищий вклад активності зазначених радіонуклідів у корі стовбура, що викликано помітно вищими значеннями у структурі біомаси деревного стовбура анатомічних елементів кори на ранньому етапі розвитку дерев, котрі характеризуються більшими значеннями питомих активностей як для ^{137}Cs так і ^{90}Sr у порівнянні з деревиною. Хоча за даними

[17], для деяких інших менш поширених у регіоні деревних видів, таких як дуб звичайний і вільха клейка, кора стовбура дерев депонує значно більші обсяги активності ^{90}Sr , ніж деревина у будь-якому віці.

Актуальність теми. В межах лісового фонду ЧЗВ і прилеглих навколо неї територій у найменш радіоактивно забруднених лісових ділянках, здійснюється заготівля деревини для використання установами, підприємствами і жителями регіону, а також для продажу її на внутрішньодержавному та міжнародному ринках. Водночас, можливість використання деревини та продукції з неї за вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr на теренах України, Білорусі і Російської Федерації регламентується згідно затверджених національних гігієнічних нормативів. Останні моніторингові дослідження вказують на високу ймовірність перевищення допустимих рівнів забруднення деревної продукції навіть на відносно радіаційно «чистих» ділянках. Значна мінливість забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr навіть між сусідніми деревами у однорідних деревостанах, а також неоднорідність питомих активностей цих радіонуклідів у профілі деревного стовбура дерев збільшують ризики отримання деревної продукції непридатної до подальшого господарського використання. Включення вказаних територій до природно-заповідного фонду створених заповідників мало сприяти зменшенню обсягів проведення рубок, але зважаючи на різке зростання площ лісів постраждалих від «великих» пожеж протягом останнього десятиліття та широкого всихання деревних угруповань рослин від фітошкідників, масштаб заготівлі деревини лише збільшувався.

З огляду на все вище перелічене, постала гостра проблема більш точного оцінювання ймовірності отримання деревної продукції у лісах ЧЗВ та суміжних регіонів що відповідають вимогам по вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr згідно діючих нормативно-правових актів. Тим паче, що ретроспективний аналіз не виявив досліджень, де одночасно вивчалась мінливість питомої активності щойно зазначених радіонуклідів на обмежених лісових ділянках в окремих деревах, з одночасним радіальним розподілом цих ізотопів в них на основі спостережень більших від «малої» вибірки (понад 30 дерев); а окремі публікації по

встановленню радіального розподілу дуже рідко включають спостереження за деревами одного виду різного віку. Цілком закономірним є домінування у зазначеному напрямку досліджень робіт по ^{137}Cs , а для ^{90}Sr їх помітно менше,

але останній ізотоп внаслідок вищих рівнів депонування у стовбурній деревині деревних рослинах, ніж ^{137}Cs (7-10 разів) є значно небезпечнішим у ближній зоні радіоактивних випадів навколо Чорнобильської АЕС (на відстані до 60 км).

Тому авторами цієї наукової роботи виконано дослідження котрі, фактично, склалися з двох частин: 1) вивчення мінливості вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у стовбурній деревині та її радіальних частинах (зовнішній, середній та внутрішній) на типових природних насадженнях регіону представленими березовим (*Betula pendula* Roth.) деревостаном у межах просторово обмежених експериментальних майданчиків (далі просто – експериментальні майданчики);

2) оцінювання радіального розподілу питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у окремих деревах цього виду за різного віку та умов місцезростання: на відкритих територіях й у зімкнутих деревостанах.

Отже, вивчення розподілу радіонуклідів у стовбурах дерев для проектування лісогосподарських заходів є вкрай актуальним.

Новизна: отримано результати розподілу радіонуклідів між стовбурами дерев у однорідних насадженнях.

Мета роботи: вивчити радіальний розподіл ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбурі берези повислої (*Betula pendula*).

Об'єкт дослідження - аналіз радіального розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбурі берези повислої.

Предмет дослідження – питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у деревині берези повислої (*Betula pendula*).

Для досягнення мети було поставлено такі завдання:

1. Опрацювати літературу;
2. Знайти пробний майданчик;
3. польові роботи (картування, встановлення еквівалентних доз, оцінка щільності β -потоків);

4. Провести камеральні роботи (висушування відібраних зразків, механічне подрібнення, підготовка до β -спектрометрії);

5. Виконати вимірювання β -активності ^{90}Sr в зразках деревини після радіохімічного виділення радіонукліду;

6. Виміряти на γ -спектрометрі питому активність ^{137}Cs ;

7. Обробка та обговорення отриманих даних.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 1. Огляд літератури

1.1. Історія виникнення науки радіобіології

Своїм виникненням як самостійної науки радіобіологія зобов'язана трьом великим відкриттям у галузі фізики: у грудні 1895 року в Німеччині професор Вюрцбургського університету Вільгельм Конрад Рентген передав фізико-медичного товариства рукопис на 17 сторінках з викладом відкриття проникаючих X-променів, які незабаром стали називати ім'ям їх відкривача.

Далі пішли й інші фундаментальні відкриття у фізиці. У березні 1896 професор фізики Паризького музею природної історії Анрі Беккерель виявив нове явище – мимовільне випускання невидимих оку проникаючих випромінювань, що виходять від солей урану. Через два роки Марія і П'єр Кюрі

виділили раніше невідомі елементи (що отримали назви радій і полоній), так само, подібно урану, що випускають випромінювання. Для позначення подібних явищ був запропонований термін «радіоактивність». Історія радіобіології складається з чотирьох етапів:

- Перший етап (1890-1921 р.р.) Описовий етап, пов'язаний з накопиченням даних і першими спробами осмислення біологічних реакцій на опромінення.

Численні дослідження дозволили радіобіологам прийти до висновку про те, що променеве ураження представляє собою складний комплекс взаємопов'язаних змін в організмі, поява яких залежить від величини дози, характеру опромінення, від часу, що пройшов після променевого впливу, біологічних особливостей організму, інтенсивності метаболічних процесів.

Було виявлено, що в опроміненому організмі відбуваються зміни різних біохімічних процесів: порушення активності ферментів в різних органах і тканинах, поява токсичних речовин в крові. Вивчення динаміки і механізмів формування біохімічних порушень при променевих ураженнях стало одним з

найважливіших компонентів радіобіологічних досліджень і дозволило зібрати цінний матеріал для характеристики і класифікації клінічних проявів радіаційного ефекту.

Однак, спроби знайти якийсь діючий початок, специфічне тільки для променевого ураження, так і не увінчалися успіхом. Пошуки в опроміненому організмі радіаційно-індукованих токсичних речовин (радіотоксинів) показали, що останні являють собою не що інше, як результат надмірного накопичення продуктів нормально протікають процесів, посиленого дією опромінення [23].

- Другий етап (1922-1944 р.р.) Становлення фундаментальних принципів кількісної радіобіології, характеризується прагненням зв'язку ефектів з величиною поглиненої дози; відкриття мутагенної дії іонізуючих випромінювань, розвитку радіаційної генетики.

У цей період відбулося усвідомлення однієї з найважливіших особливостей біологічної дії іонізуючих випромінювань - існування так званого радіобіологічного парадоксу, що складається в тому, що енергія іонізуючих випромінювань при її вираженні в тепловому еквіваленті виявляється незрівнянно малою в порівнянні з тим біологічним ефектом, який вона викликає. Спроби пояснити радіобіологічний парадокс пов'язані з кількісним аналізом залежності «доза-ефект» на одиночних клітинах.

До середини 1940-х років, однак, стало ясно, що кількісна інтерпретація залежності ефекту від дози з позицій теорії мішені можлива лише для дуже обмеженого числа об'єктів, а саме для таких простих, елементарних об'єктів як віруси або ізольовані біомолекули (наприклад, ферменти). З'ясувалося, що кінцева відповідна реакція на опромінення складної системи (наприклад, загибель клітини) залежить не тільки від події попадання в ДНК. Вона залежить від системної відповіді клітини і цілісного організму на опромінення, тобто від ряду властивостей самого біологічного об'єкта, наприклад від здатності усувати або відновлювати пошкодження. Системний відповідь також носить стохастичний (тобто імовірнісний) характер, що визначає міру нестабільності біологічної системи, що підсилюється, дією випромінювання.

Звідси випливає висновок, що кількісна оцінка системної відновді в залежності від дози опромінення повинна враховувати множинні стохастичні взаємини.

- Третій етап (1945 -1985 р.р.) Серпень 1945 року приніс трагічні наслідки

для жителів японських міст Хіросіми і Нагасакі, які зазнали атомним бомбардуванням, який супроводжувався крім іншого високими дозами опромінення. Ця подія стала рубіжною віхою для вступу радіобіології в третій етап свого розвитку. Саме в цей період часу в радіобіології інтенсивно

досліджується «кисневий ефект» (здатність кисню посилювати дію іонізуючих випромінювань) і його механізми (Л. Грей і ін.). Було висунуто гіпотеза незворотною «пероксидації» (або «кисневої фіксації») первинних радіаційних ушкоджень (П. Говард-Фландерс, Т. Альпер), яка зіграла винятково важливу роль у розвитку уявлень про початкових механізмах радіаційних ушкоджень

[8]. Спостереження, згідно з якими ефективні радіозахисні препарати знижують

вміст кисню в тканинах тварин, стимулюють поглиблене вивчення ряду нових прогіпроменевих засобів (роботи М.М. Суворова, П.Г. Жеребченко, С.П. Ярмоненко, Л. Грея, Д. Кейтерів, Х. Лангендорф) [23]

[8]. Спостереження, згідно з якими ефективні радіозахисні препарати знижують

вміст кисню в тканинах тварин, стимулюють поглиблене вивчення ряду нових прогіпроменевих засобів (роботи М.М. Суворова, П.Г. Жеребченко, С.П. Ярмоненко, Л. Грея, Д. Кейтерів, Х. Лангендорф) [23]

вміст кисню в тканинах тварин, стимулюють поглиблене вивчення ряду нових прогіпроменевих засобів (роботи М.М. Суворова, П.Г. Жеребченко, С.П. Ярмоненко, Л. Грея, Д. Кейтерів, Х. Лангендорф) [23]

До середини 1980-х років, в основному, завершився дослідний бум щодо

пошуку нових синтезованих хімічних радіопротекторів. Ейфорія, що мала місце

в 1950-1960-і роки, коли здавалося, що ось-ось будуть отримані препарати,

здатні убезпечити людину від великих доз іонізуючого випромінювання,

пройшла. Найбільш ефективні з хімічних радіопротекторів, розроблені в 1960-

1970 рр., Дійсно виявляли досить високі захисні властивості в експериментах

на лабораторних тваринах [12]. Однак, щодо людини ці препарати були занадто

токсичними і мали небезпечні побічні ефекти, що практично виключало їх

використання на практиці. Крім того, висока токсичність хімічних

радіопротекторів, ефективних при одноразовому опроміненні, не допускала їх

багаторазового використання при хронічному опроміненні. Тому дослідні

переваги в цій області стали поступово віддаватися вивчення не таких

ефективних, але зате менш токсичних препаратів природного походження, що

володіють протипроменевого властивостями. До цього ж часу у радіобіологів

значно зріс інтерес до ефектів і механізмів дії малих доз іонізуючого випромінювання здійснюватиме [62].

- Четвертий етап (1986 року по теперішній час) Як відомо, на ЧАЕС сталася найбільша техногенна катастрофа глобального масштабу: сліди її фіксувалися від Фінляндії до Канади і Південної Америки. Мільйони кюрі штучних радіонуклідів, що надійшли в біосферу за короткий час, практично вперше після заборони, введеної на початку 1960-х рр. на проведення ядерних випробувань в атмосфері, стали тим фактором, з яким не можна не рахуватися і в даний час. форми надходження, характер міграції, шляхи накопичення і розсіювання чорнобильських радіонуклідів, особливості їх хронічної дії в малих дозах на живі організми і людину – все це вимагало негайного і ретельного вивчення.

Сучасний період, пов'язаний з проблемами радіоекологічної кризи, диктує також необхідність здійснення постійного моніторингу і широкомасштабних досліджень в галузі радіоекології. В даний час неухильно зростає використання іонізуючого випромінювання в медицині для лікування пухлинних захворювань. Тому радіобіологія пухлин постійно розвивається і є дуже важливою областю застосування основних експериментальних підходів і принципів, сформульованих загальною радіобіологією. Розробляються засоби і способи як посилення вражаючої дії випромінювання на пухлинні клітини, так і його ослаблення щодо нормальних клітин [6].

Радіобіологія, є самостійною комплексною науковою дисципліною і має тісні зв'язки з рядом теоретичних і прикладних галузей знань: фізикою, біохімією, молекулярною біологією, цитологією, гістологією, генетикою, фізіологією та іншими. Одночасно радіобіологія є теоретичним фундаментом для розвитку радіаційної біохімії, радіаційної цитології, радіаційної генетики, радіаційної екології, космічної радіобіології, сільськогосподарської радіології, радіаційної токсикології. Методи дослідження радіобіології в найзагальнішому вигляді можуть бути зведені до наступних операцій: опромінення досліджуваних об'єктів і облік їх реакцій. Радіобіологія є експериментальною

дисципліною, де будь-яке твердження обов'язково перевіряється експериментально [56].

Головною задачею радіобіології, що складає предмет її досліджень, є вивчення закономірностей біологічної дії іонізуючої радіації на живий організм з метою оволодіння керуванням його реакціями на опромінення [37].

1.2. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для лісових екосистем

Аварія на Чорнобильській АЕС 1986 року призвела до найбільшого викиду радіоактивності в наземне середовище (Рис.1.1) за приблизно 60 років виробництва атомної енергії. Протягом кількох тижнів після аварії людське населення та сільськогосподарські тварини були евакуйовані з території приблизно 3500 км² навколо реактора, ця площа згодом була збільшена до 4760 км². Приблизно 2600 км² цієї покинутої території знаходиться в Україні і стала відома як Чорнобильська зона відчуження.

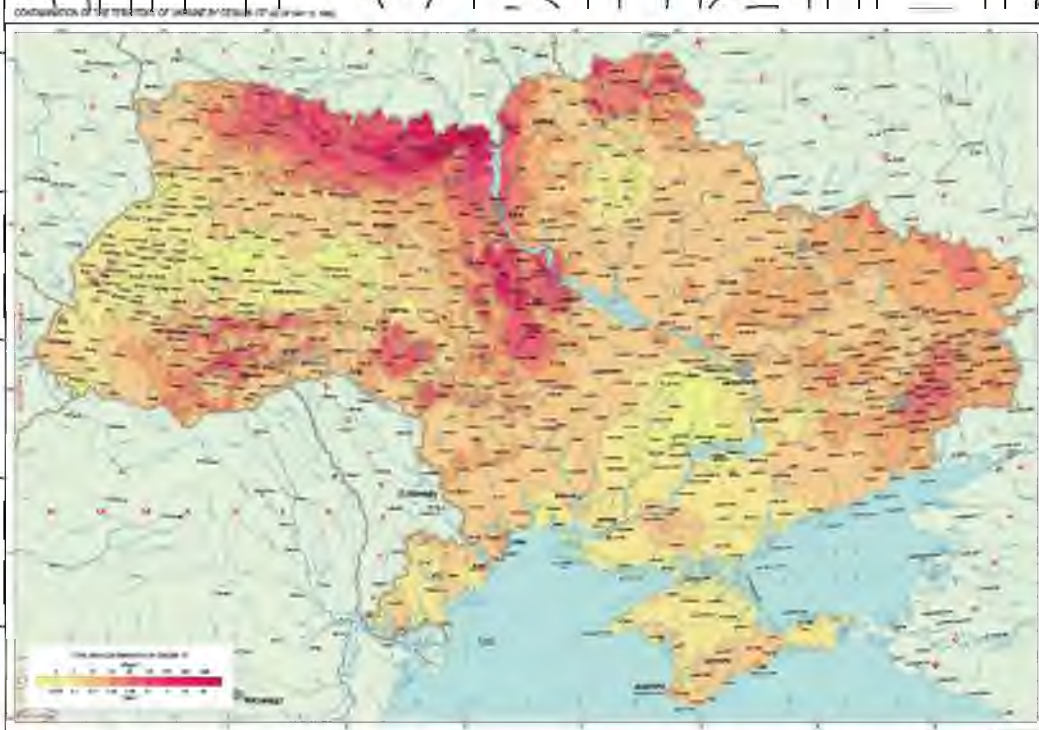


Рис. 1.1. Концентрація ¹³⁷Cs на території України станом на 1986р

Район гетерогенно забруднений рядом радіонуклідів, включаючи ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am ізотопи [42]. Крім того, рівень радіоактивного осадження в лісах становить часто вище, ніж на прилеглих територіях. Ліси здатні утримувати радіонукліди протягом багатьох років, запобігаючи таким чином їх втрату за межами забрудненої території [24]. Тому високі концентрації ^{137}Cs у деревині та інших лісопродуктах дуже часто призводять до обмеженого економічного використання забруднених лісів у постраждалих регіонах України, що значно впливає на економічну діяльність цих регіонів. Радіонукліди, що викинули внаслідок аварії, значно скоротилися, проте потужності дози в Чорнобильській зоні відчуження залишаються достатньо високими, що, виходячи з наших існуючих уявлень, ми можемо передбачити радіаційно-індуковану дію на багато видів дикої природи, які можуть потенційно впливати на населення.

Вивчення радіального розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr у деревині стовбура головних лісоутворювальних порід є важливим із практичного погляду, тому що дає змогу прогнозувати її радіоактивне забруднення, а також можливість зменшення в ній вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr шляхом обробки, зокрема при виробництві обрізних пиломатеріалів. Також хочемо відмітити, що радіонукліди, впроваджені в лісові екосистеми під час ядерних випробувань в атмосфері, дають корисні маркери для оцінки взаємозв'язків елементів між стовбуром деревини та ґрунтом, оскільки історія переходу радіонуклідів в з ґрунту в рослину - добре відома. Аналіз довгоживучих радіонуклідів, ^{90}Sr (28,8 років) та ^{137}Cs (30,2 років) у річних кільцях дає інформацію не лише про фізіологічну поведінку цих радіонуклідів у стовбурі деревини, а й про тривалу поведінку у лісовій екосистемі. Однак, радіальний розподіл даних радіонуклідів у стовбурі дерева визначається складним комплексом чинників: деревною породою, віком дерева, висотою відбору зразка, умови зростання дерева тощо, що вимагає спеціального дослідження кожного зі згаданих чинників.

Проблема користування радіоактивно забрудненими лісами і через 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС продовжує залишатися актуальною як з екологічної, так і медико-соціальної точок зору. Забруднені радіонуклідами

ліси займають біля 30% загальної площі лісів України і залишаються, на даний час, об'єктом інтенсивного господарського і рекреаційного користування. Існуючі рівні радіоактивного забруднення згідно до прогнозів істотно не зміняться у найближчому майбутньому [27].

Досвід ліквідації наслідків Чорнобильської аварії в 1986 р. показав, що лісові екосистеми мають значний, а інколи й визначальний вплив на формування доз опромінення населення. У зв'язку з цим, для обмеження опромінення людей, МАГАТЕ були розроблені рекомендації та введені в Україні гігієнічні нормативи питомої активності радіонуклідів у деревині та продукції з деревини (ГНПАР-2005), які встановили найбільш жорсткі у світі вимоги до допустимого вмісту ^{137}Cs (600 Бк/кг) і особливо ^{90}Sr (60 Бк/кг) у паливних дровах і пучках. Оцінки динаміки зміни площ лісових ділянок, в яких буде можливе виробництво деревини з питомою активністю ^{137}Cs менше 600

Бк/кг, показали, що в даний час для виробництва паливної деревини можна використовувати близько 60% усіх площ лісництва 2-ї зони Житомирської області, через 10 років ця площа збільшиться до 69% і в 2037 р. становитиме 87% від загальної площі. Лише через 50 років у всіх лісництвах можливо буде заготовлювати паливну деревину без обмежень. Можливість економічного використання лісів на радіоактивно забруднених територіях залежить від відповідності концентрації активності радіонуклідів у деревині гігієнічним нормам або національним стандартам, встановленим урядами чи регулюючими органами. Оскільки такі правила розглядають деревину в цілому, розробка методів вибірки для оцінки відповідності деревини нормам чи стандартам вимагає адекватного вирішення питань, пов'язаних з неоднорідністю розподілів радіонуклідів у стовбурах дерев [33,58]

Деревні рослини є одними з найважливіших компонентів лісових екосистем у період після радіоактивних опадів. Дерева, що розвиваються, можуть накопичувати значну кількість радіоактивних речовин і служити природним депо радіонуклідів. На відміну від інших компонентів спільноти лісових рослин, шар дерев у перші 5–20 років після опадів характеризується

збільшенням вмісту довгоживучих радіонуклідів, таких як ^{137}Cs та ^{90}Sr (Агапкіна та ін. 1996.) [28].

Водночас потенціал комерційного лісового господарства обмежений, навіть за межами Чорнобильської зони відчуження у житлових районах на

півночі Київської та Житомирської областей значна кількість деревної лісової продукції не відповідає чинним вимогам Гігієнічних норм України, що

встановлює допустимий вміст ^{137}Cs у дровах та деревині для різних промислових цілей та ^{90}Sr у дрова. У державних документах про деревину,

дерево розглядається як єдине ціле, наприклад, «дрова», «деревина з корою» - це одне і теж. Однак численні дослідження [31; 51] продемонстрували істотну

радіальну та вертикальну неоднорідність розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr у стеблах дерев різних порід. Тому розуміння закономірностей розподілу радіонуклідів у

стовбурі порід дерев має вирішальне значення для розробки правильних методів вибірки для оцінки відповідності деревини вищезгаданим

національним нормам чи стандартам [51]. Особливості депонування радіонуклідів компонентами лісових екосистем

(у тому числі у стовбуровій деревині) після Чорнобильської аварії найбільш комплексно вивчали А. Н. Переволоцький [17], А. І. Щеглов [8] та науковці

Поліського філіалу УкрНДЦЛГА ім. Г. М. Висоцького (м. Житомир) О. О. Орлов, В. П. Краснов та ін. [54]. Не дивлячись на це, навіть через 35 років після

аварії на ЧАЕС велика кількість аспектів біогеохімічного кругообігу і депонування радіонуклідів лісовими екосистемами залишаються мало

вивченими. Аналіз наслідків аварії на Чорнобильській АЕС показує, що лісові екосистеми можуть відігравати важливу або навіть домінуючу роль у

формуванні радіаційного опромінення населення та робітників у найбільш постраждалих районах Північної України, де ліси займають 50–60% території і

де місцева деревина та лісова продукція збираються та використовуються для комерційних та суспільних потреб [32].

Лісові екосистеми Чорнобильської зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення більшою мірою забезпечують реалізацію бар'єрної функції поширення техногенних радіонуклідів за її межі порівняно з нелісовими ландшафтами [27]. Водночас потенціал комерційного лісового господарства обмежений: навіть за межами Чорнобильської зони відчуження у житлових районах на півночі Київської та Житомирської областей значна кількість деревної лісової продукції не відповідає чинним вимогам гігієнічних норм України, що встановлює допустимий вміст ^{137}Cs у дровах та деревині для різних промислових цілей та ^{90}Sr у дровах [49].

В останні роки зростає інтерес до оцінки потоків поживних речовин та радіоактивних забруднювачів у лісових та сільськогосподарських екосистемах. Багато досліджень лісових екосистем було проведено, переважно в Європі, після Чорнобильської катастрофи. Японські лісові масиви та місцеві види рослин Маршаллових островів також були широко досліджені. Ці дослідження використовувалися для різних цілей, включаючи розробку моделей прогнозування концентрації рослин за допомогою вимірювань концентрації ґрунту, розуміння довгострокової поведінки ^{137}Cs у лісовій екосистемі та дослідження транспортування та розподілу солей у рослинах.

Стронцій-90 є другим за дозоутворюючою значимістю радіонуклідом у зонах забруднення Чорнобильської АЕС після цезію-137. Проте на сьогоднішній день радіаційний контроль переважаючої більшості продукції лісу здійснюється за вмістом ^{137}Cs , а масштаби контролю стронцію значно менші, що пов'язано із технічними складнощами та високою вартістю радіохімічного методу визначення вмісту цього радіонукліду у об'єктах навколишнього середовища. В той же час, хоча цезій і продовжує залишатись основним джерелом опромінення, результати численних досліджень показують, що в останні роки відбувається його "старіння", тобто перехід у важкодоступний для рослин стан, що в свою чергу зумовлює зниження його коефіцієнтів переходу до рослин. На відміну від ^{137}Cs , рухомість ^{90}Sr в останні

роки зберігається на тому ж рівні, як і раніше або навіть зростає, що зумовлює перевищення допустимих рівнів його надходження у деякі види продукції [16].

З іншого боку, ^{90}Sr у деревах демонструє закономірності, подібні до кумулятивного осадження ^{90}Sr , що вказує на відносно нерухомий характер Sr у нефункціонуючих клітинах, отже, демонструє можливість моніторингу локального випадання ^{90}Sr за допомогою річних кілець дерева.

Можливість використання кільць дерев для історичної оцінки радіоактивного забруднення також вивчалася кількома дослідниками. Однією з попередніх спроб був аналіз ^{137}Cs у кільцях дерев, який підтвердив бічний рух ^{137}Cs та вказав на складність використання ^{137}Cs для реконструкції історії радіоактивного забруднення [30].

Варто розглянути екологічну роль компонентів лісових насаджень як сховищ біологічно рухливих радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs . Навіть через 30 років після аварії на Чорнобильській АЕС багато аспектів біогеохімічного циклу радіоізотопів у лісових екосистемах все ще потребують подальших досліджень. Особливо у природних насадженнях берези повислої (*Betula pendula*), у надземній біомасі та підстилці можна виявити значні частки загальних радіонуклідних відкладень. Наприклад запаси біомаси ^{90}Sr складають більше половини загального обсягу осадження, а інвентаризація підстилки та біомаси ^{137}Cs перевищує відповідно 40% та 10% загальної суми в екосистемі лісу. 40–60% надземних запасів біомаси обох радіонуклідів можуть бути локалізовані в дереві стовбура [40].

1.3. Характеристика радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr

Станом на сьогодні і протягом наступних кількох сотень років ^{137}Cs та ^{90}Sr продовжать залишатися основним джерелом радіації в зоні відчуження навколо Чорнобильської атомної електростанції та становлять великий ризик для навколишнього середовища.

^{137}Cs це радіоактивний ізотоп цезію, який утворюється внаслідок продуктів поділу внаслідок ядерного поділу U^{235} та інших ізотопів у ядерних реакторах та ядерній зброї. Сліди також відстежуються від природного поділу U^{238} . Це один з найбільш проблемних продуктів короткого та середнього терміну поділу. ^{137}Cs має відносно низьку температуру кипіння (671 °C, 1240 F) і легко випаровується при раптовому викиді при високій температурі, як у випадку аварії на Чорнобильській АЕС та при атомних вибухах, і може подолати дуже великі відстані в повітрі, саме це і спостерігалось в 1986р (рис.1.2). Після потрапляння на ґрунт у вигляді радіоактивних опадів він легко переміщається і поширюється у навколишньому середовищі через високу розчинність у воді солей цезію [36;52;53]

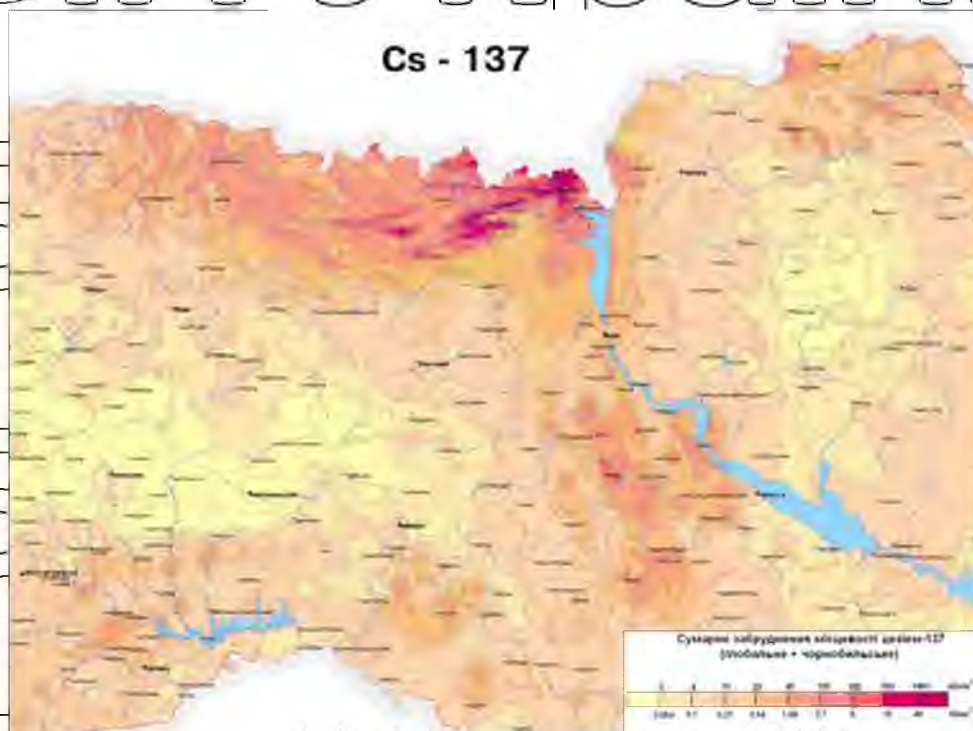


Рис.1.2 Сумарне забруднення ^{137}Cs на досліджуваній місцевості

Дослідження радіоцезію під час випробувань ядерної зброї у 1950-х та 1960-х роках надало додаткові можливості для дослідження механізмів перенесення радіоцезію на рослини шляхом позакореневого та кореневого поглинання. Ця тема дослідження отримала додаткову увагу після аварії на Чорнобильській атомній електростанції у квітні 1986 р., що призвела до

широкомасштабного осадження радіоцезію на значних площах ґрунтів у Європі та колишньому Радянському Союзі. У ситуаціях впливу на забруднених ділянках існує необхідність видалення радіоактивного Cs з середовища проживання людини. Однією з перспективних можливостей є фітоочищення.

Однак, щоб вибрати відповідні рослини, слід вивчити здатність до накопичення, а також механізм поглинання та накопичення Cs у рослинах. У наземних рослин Cs переважно поглинається корінням, потім переміщується до листа і стебла через ксилему. Через повітряне накопичення Cs у листках може порушити основні фізіологічні функції рослин. Першою спостережуваною реакцією у рослин, оброблених Cs, є зменшення продукції [29].

Надходження ^{137}Cs з ґрунту в рослини в середньому в 5-10 разів менші, ніж ^{90}Sr , проте для окремих районів зі своєрідними ґрунтово-кліматичними умовами коефіцієнти накопичення ^{137}Cs досягають таких високих значень, як 4,5 [37]. До таких територій можна віднести території Українського і Білоруського Полісся, на яких широко поширені дерново-підзолисті і торф'яні суглинки та піщані ґрунти, що є переважно кислими [3].

Відомо, що лісові екосистеми складаються з досить численних компонентів, які належать до всіх царств живих організмів. Дослідженнями було охоплено лише деякі з них – ґрунт і рослини. Серед останніх перевагу надавалось тим, які мали найбільшу фітомасу в тих чи інших фітоценозах.

Дослідження здійснено у різних екологічних умовах з використанням прийнятої в Україні лісової типології, у насадженнях різного породного складу та віку. Матеріали досліджень свідчать, що у лісових біогеоценозах догегер основна кількість ^{137}Cs сконцентрована у ґрунті. Однак цей розподіл у різних типах лісорослинних умов має свої специфічні риси. Так, у вологих борах, яким притаманні бідні піщані ґрунти, 86,27% сумарної активності радіонукліду знаходиться у ґрунті. Значно більшу його частку виявлено у вологих сугрудах – 98,88%, для яких характерні відносно багаті суглинки ґрунти. Останні характеризуються більшим вмістом гумусу, глинистих мінералів та значно

дрібнішим гранулометричним складом. Ці характеристики сушених ґрунтів вологих сугрудів забезпечують подальший розподіл радіонуклідів у компонентах фітоценозу. Встановлено, що у вологих сугрудах до деревних рослин мігрувало значно менше радіонуклідів, ніж у вологих борах. Так, у деревостанах вологих сугрудів у 2012 р. містилось лише 0,12% ^{137}Cs від сумарної його активності у біогеоценозі [12].

Фізико-хімічна характеристика ^{90}Sr

Стронцій-90 (лат. Strontium-90) – радіоактивний нуклід хімічного елемента стронцію з атомним номером 38 і масовим числом 90. Утворюється переважно при розподілі ядер в ядерних реакторах і ядерній зброї. Ізотоп ^{90}Sr отримують з радіоактивних продуктів розпаду ^{235}U в ядерних реакторах. У навколишнє середовище ^{90}Sr потрапляє переважно при ядерних вибухах і викидах з АЕС. Стронцій є аналогом кальцію і здатний міцно відкладатися в кістках. Тривале радіаційний вплив ^{90}Sr і продуктів його розпаду вражає кісткову тканину і кістковий мозок, що призводить до розвитку хронічної променевої хвороби, пухлин кровотвірної тканини і кісток (радіогенний остеосаркома) [2].

Вплив радіонуклідів ^{90}Sr на рослини характеризується висиханням верхин для широколистяних дерев, для трав'яних менозів і мохово-лищайникового покриву в зоні легального ураження було характерно пригнічення ростових процесів і пошкодження репродуктивних органів протягом першого вегетаційного періоду. Відзначено, зменшення флористичного складу і збіднення структури фітоценозів. З іншого боку, хронічне іонізуюче опромінення може впливати на фізіологічний стан груп або окремих екземплярів рослин в мікропопуляції і впливати на генотип рослин з неясними віддаленими наслідками. Мається на увазі, що навіть незначні дози радіації можуть надавати помітний вплив на фізіолого-біохімічне стан широколистяних порід дерев [15].

При вивченні віддалених соматичних наслідків дії ^{90}Sr у берези виявили широкий діапазон індивідуальної мінливості ознак і властивостей організму. Оцінка екологічної мінливості радіостійкості у берези показала, що варіювання цієї властивості, обумовлене різноманітністю екологічних умов на різних ділянках, нижче рівня індивідуальної мінливості всередині кожного насадження [4].

1.4. Опис досліджуваного регіону

Зона відчуження та зона безумовного (обов'язкового) відселення (ЧЗВ) знаходиться в межах фізико-географічної області Київського Полісся Поліської низовини Східноєвропейської рівнини [25]. Рельєф ЧЗВ характеризується загальним ухилом у східному напрямку, наявністю морено-зандрових, морено-горбистих та зандрових рівнин та переважними висотами 115–140 м над рівнем моря, з максимальним підвищенням до 160 м у північно-західній та центральній частинах (рис. 1.3.).

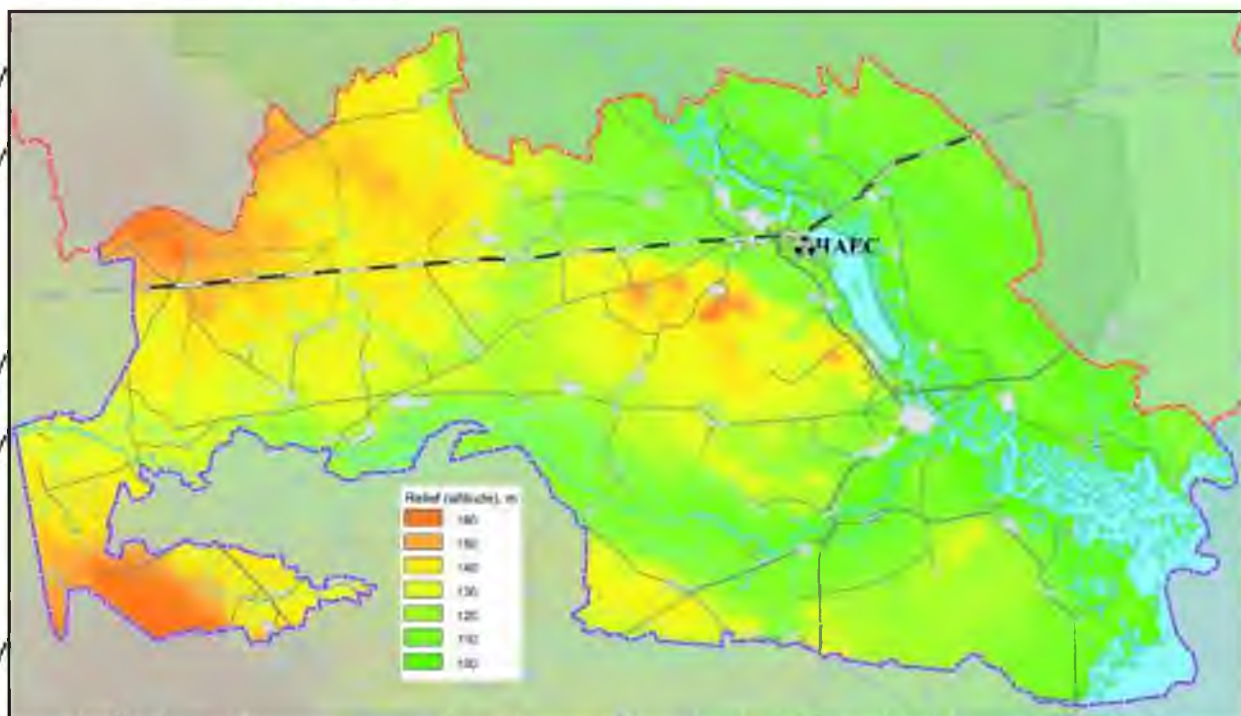


Рис 1.3. Рельєф ЧЗВ, висота над рівнем моря, м.

Найбільші річки регіону Прип'ять та Уж мають широкі до 5–7 км заплавні зниження з вираженими надзаплавними терасами. Крім того, всю територію покриває мережу дрібних водотоків (річки Сахан, Брагінка, Ілля, Грезля, Вересня), на південно-східній околиці розташовуються верхів'я Київського водосховища річки Дніпро. В самому центрі ЧЗВ до 2014 р. розташовувалося велике водоймище-охолоджувач Чорнобильської АЕС (22 км²), який у 2017 р. перебував на стадії виведення з експлуатації (осушення) з поверненням до стану із серії дрібних заплавних водойм. Крім того, на території ЧЗВ безліч інших, дрібних водойм льодовикового походження, та кілька озер штучного походження (колишні торфорозробки). Характер рельєфу та високий рівень ґрунтових вод у минулому зумовлював заболочування значної площі угідь. Завдяки розвиненій сітці меліоративних каналів (частина з яких була побудована ще в XIX столітті), болота займають не більше 2–3% загальної площі, проте в останні 30 років внаслідок припинення меліоративної діяльності та активності тварин спостерігається поступове відновлення заболоченості [14].

У формуванні рельєфу та диференціації НТК важливу роль відіграють антропогенні відкладення, які за походженням відносяться до льодовикових, воднольодовикових, алювіальних, солових, озерних, делювіальних, органогенних та інших типів. По літології – це переважно піщані та глинисто-піщані відкладення з валунами та галькою, переважно з кристалічних порід. При порівняно невеликій різноманітності ландшафтних місцевостей та урочищ, вони часто перемежуються. Ділянки зандрової низовини з дерново-слабопідзолистими ґрунтами та боровими лісами переходять до ділянок зандрово-морених рівнин з дерново-середньопідзолистими ґрунтами з лісами або в обезлісненні, які змінюються моренно-горбистій місцевістю з дерново-підзолистими ґрунтами. Значні площі займають території надзаплавних терас із піщаними валами, покритими боровими лісами та заплавні тераси з урочищами боліт, частково меліорованих [18].

Дерново-слабопідзолисті ґрунти сформувалися переважно на піщаних або глинисто-піщаних материнських породах перших надзаплавних терас зандрових рівнин. Піщані різниці цих ґрунтів розвинені під лісами бору, частково їх використовували під сільськогосподарські угіддя, але родючість їх низька. Вміст гумусу у яких вбирається у 0,5-0,8%, вони дуже кислі (рН 3,5-4,0). Значні площі займають глинисто-піщані різниці дерново-слабопідзолистих ґрунтів (рис 1.5.).

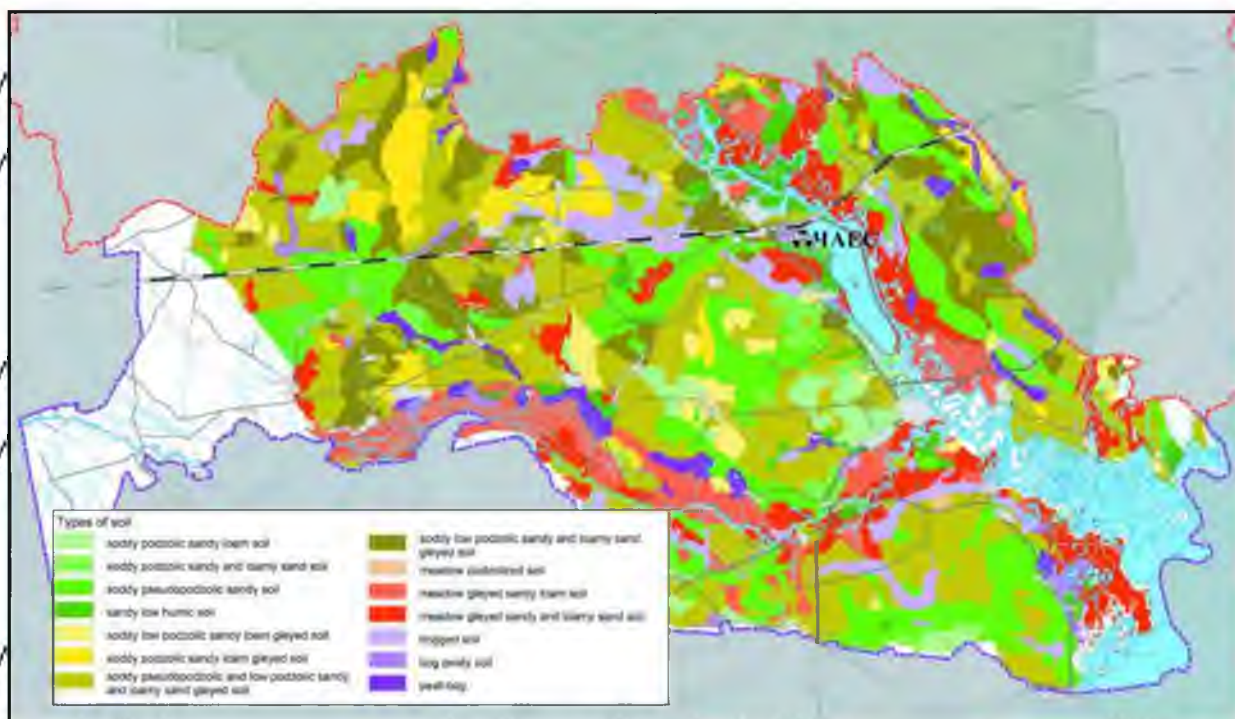


Рис 1.5. Основні типи ґрунтів в Чорнобильській зоні відчуження

За даними державного лісовпорядкування [20] загальна площа земельних ділянок, які перебувають у постійному користуванні Державного департаменту - Адміністрації зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення складає 259 407 га. З цієї площі землекористувачем 240570 га є державне спеціалізоване комплексне підприємство "Чорнобильська Пуща".

Сучасне співвідношення у лісовому рослинному покриві деревних видів-ефікаторів у «Чорнобильській Пущі» показує рисунок D6.

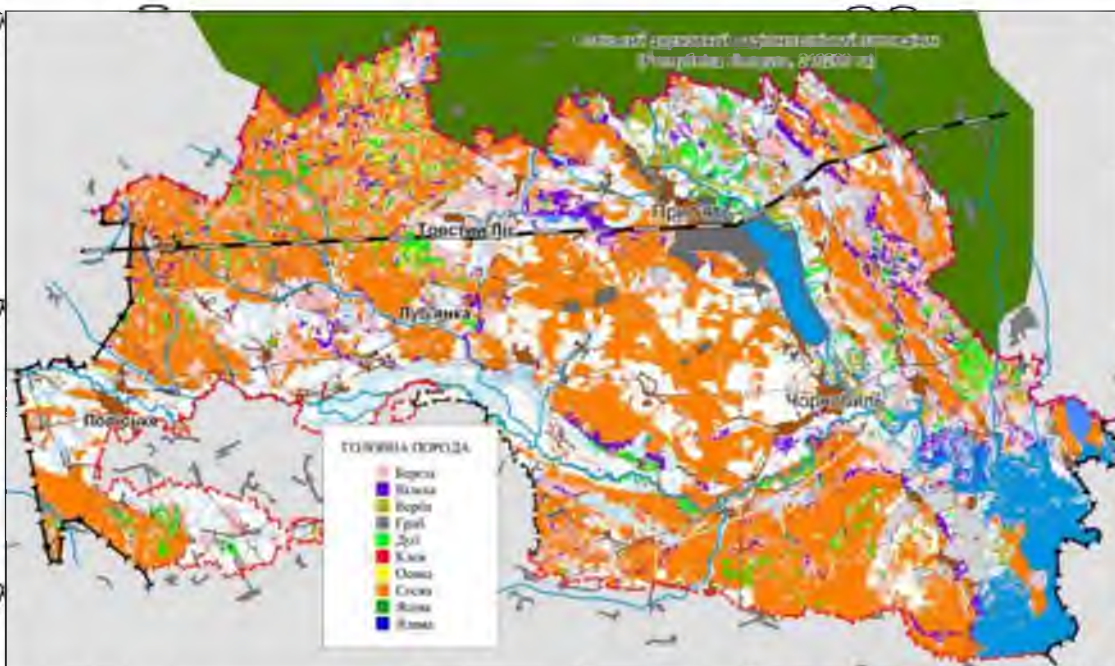


Рис. 1.6. Сема розподілу лісних територій за породою дерев

1.4.1. Кліматичні умови ЧЗВ

Клімат регіону в якому знаходиться ЧЗО - помірно-континентальний відносно теплим вологим літом та м'якою зимою. Сумарна сонячна радіація становить у регіоні протягом року 95-100 ккал/см², а радіаційний баланс – близько 40 ккал/см². Тривалість сонячного сяйва знаходиться в межах 1800-1900 годин на рік, у тому числі найбільша – у липні (в середньому 290 годин), найменша – у грудні (25 годин).

Річна сума опадів 530-570 мм, а період активної вегетації випадає 375-400 мм. У вологому 1978 р. зафіксовано 560 мм опадів, а сухому 1975 р. - 400 мм. Тривалість періоду із стійким сніговим покривом становить у середньому 95 днів. Середня дата появи стійкого снігового покриву 10-15 грудня а його руйнування – 10-15 березня. Середня з найбільших декадних висот снігового покриву досягає 30 см. ЧЗВ властивий періодичний промивний режим з повним весняним промочуванням, відношенням кількості опадів до випаровування за рік у межах 0,87-0,93, запасами продуктивної вологи ґрунту навесні на рівні найменшої вологоємності [1].

З погодно-кліматичних факторів, що негативно впливають на зростання та розвиток фітоценозів, можна відзначити: довготривалі посушливі періоди влітку, в результаті яких різко знижується приживання створюваних лісових культур і підвищується ймовірність виникнення лісових пожеж; прояви ожеледиці та значних снігопадів, які обумовлюють різної інтенсивності сніголомами дерев у насадженнях; урагани, які призводять до вітровалу дерев. В цілому клімат ЧЗВ сприятливий для успішного зростання сосни, берези, осики, вільхи, дуба, ясеня, граба, які, залежно від рельєфу, ґрунтових умов та антропогенного впливу, створюють рослинні угруповання [11].

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

РОЗДІЛ 2. Матеріали й методи

2.1. Розташування об'єктів дослідження

Дослідження проводилися у березових деревостанах протягом 2020р. в межах 10-ти кілометрової Чорнобильської зони відчуження на західному сліду радіоактивних випадів Чорнобильської АЕС 1986 року в межах трьох полігонів у вигляді квадратів зі стороною 500 ($S = 25$ га) в інтервалі відстаней 5-10 км від зруйнованого 4 реактора (Рис. 2.1.). Дослідження проводились для вивчення мінливості вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у стовбурній деревині та її частинах (зовнішній, середній та внутрішній) на типових насадженнях регіону представлених природним березовим (*Betula pendula* Roth.) деревостаном у межах просторово обмежених експериментальних майданчиків;

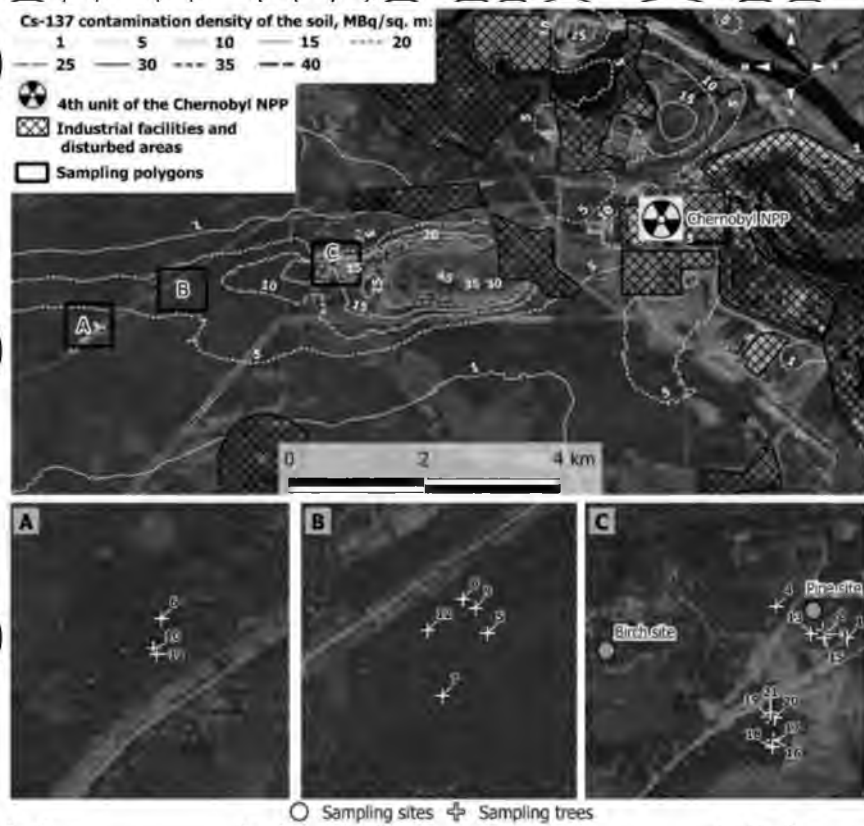


Рис. 2.1. Розміщення експериментальних майданчиків та дослідних дерев (значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs наведені станом на 1 січня 2020 року).

2.2 Методологія відбирання проб ґрунту

2.2.1. Вимоги до пробовідбірних пристроїв та обладнання

Пробовідбірник повинен мати робочу площу відбору проби ґрунту не менше $0,001 \text{ м}^2$ і забезпечувати можливість відбору ґрунту на глибину $0,2 \text{ м}$. Конструкція пробовідбірника має гарантувати повноту відбору проби і виключати попадання ґрунту в його робочу частину з суміжної площі, яка не враховується під час пробовідбору. Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання на обстежуваній території здійснюється атестованими і повіреними дозиметрами-радіометрами з пошуковими функціями [9].

2.2.2 Загальні вимоги до вибору пробних майданчиків

Розташування пробних майданчиків має відповідати таким вимогам: вибране місце має бути максимально горизонтальним, рівним, з однорідним рослинним покривом без наявних порушень цілісності поверхні; найближчі будівлі та дерева мають бути розташовані на відстані не ближче двох їх висот від пробного майданчика; пробний майданчик має бути розташований не ближче 20 м від доріг і місць акумулювання або змиву радіоактивного забруднення на поверхні ґрунту. Відстань між місцями відбору точкових проб ґрунту на пробному майданчику або між пробними майданчиками має бути не менше 1 м . Для центру пробного майданчика визначають географічні координати, які заносять в паспорт проби і журнал обстеження [8].

2.2.3 Гамма-зйомка обстежуваної ділянки

Перед відбором проб на обстежуваній ділянці виконують вимірювання потужності дози гамма-випромінювання в повітрі (потужності експозиційної, поглинутої або еквівалентної дози). Гамма-зйомка проводиться по регулярній

мережі галсами на висоті 1 м від поверхні ґрунту. Точки вимірювання розташовують на маршрутних лініях на відстань не більше 100 м одна від одної. Результати вимірювань заносять в журнал обстежень. За отриманими

результатами обраховують середнє значення потужності гаммадозы і максимальні відхилення від цього значення. У випадку, коли максимальні

відхилення не відрізняються від середнього значення більш ніж на 30%, ділянку вважають однорідно забрудненою. У випадку, коли максимальні відхилення

відрізняються від середнього значення потужності гамма-дозы більш ніж на 30%, ділянка вважається забрудненою неоднорідно. У разі неоднорідного

забруднення території в місцях локальних неоднорідностей проводять додаткову гамма-зйомку з метою виявлення їх меж і виділення рівномірно забруднених елементарних ділянок [22].

2.2.4 Відбирання точкових проб

Місця відбору точкових проб ґрунту розташовують на пробному майданчику приблизно рівномірно.

Не допускається відбирати точкові проби в пониженнях мікрорельєфу, на задернованих пробних майданчиках – в місцях з порушеною дерниною. Для

формування об'єднаної проби ґрунту рекомендується використати 5 точкових проб, які відбирають методом конверта. Маса об'єднаної проби ґрунту повинна

бути не менше 1 кг. Точкові проби відбирають пробовідбірником. У визначеному місці зрізають рослинність і робочу частину пробовідбірника

вдавлюють у ґрунт на глибину 0,2 м. Відібрану пробу зсипають (видавлюють) у марковану упаковку. На ущільнених ґрунтах допускається відбирання проби на дану глибину в кілька етапів.

Об'єднану пробу формують безпосередньо під час відбору точкових проб. Під час відбору точкових проб та формування об'єднаної проби повинна

бути виключена можливість повторного забруднення проби. Гомогенізувати пробу ґрунту в польових умовах і відбирати її частину для наступного виміру активності не допускається. Відбирання проб ґрунту в сільських населених

пунктах та на природних ландшафтах. Під час проведення радіаційного контролю в сільському населеному пункті всю його територію приймають за обстежувану ділянку. Під час проведення радіаційного контролю на природному ландшафті за межами населеного пункту за обстежувану ділянку

приймають певну його частину площею до 5 га. Для визначення однорідності забруднення обстежуваної ділянки проводять гамма-зйомку. У разі однорідного забруднення населеного пункту на його території у місцях, де значення потужності дози гамма-випромінювання є найближчим до середнього,

вибирається 5 пробних майданчиків. Пробні майданчики розташовують так, щоб один з них був ближче до центру обстежуваної ділянки, а інші чотири до його периферії. У разі однорідного забруднення обстежуваної ділянки на природному ландшафті на ній вибирають один пробний майданчик. У разі неоднорідного забруднення обстежувана ділянка поділяється на рівномірно забруднені суб-ділянки і пробні майданчики вибирають на кожній з них [9].

2.3 Гамма-спектрометричний метод визначання вмісту радіонуклідів

Активність радіонуклідів може бути визначена непрямими методами, які базуються на фізичних ефектах іонізуючого випромінювання. Гамма-спектрометричний метод базується на іонізуючих властивостях гамма-квантів.

Метод можна розділити на кілька процедур, кожна з яких вносить певну невизначеність у кінцевий результат:

- підготовка лабораторного зразка
- калібрування спектрометра та вимірювання
- розрахунок питомих активностей радіонуклідів за отриманим спектром

- представлення кінцевих результатів

Основна перевага гамма-спектрометрії це можливість прямого вимірювання активності багатьох радіонуклідів в пробі без їх хімічного

виділення. Гамма-спектрометрія дозволяє проводити якісний і кількісний аналіз радіонуклідів в пробі.

Типовий гамма-спектрометр складається з наступних блоків (рис.2.2.):

- напівпровідниковий або сцинтиляційний детектор з кристалами різних розмірів і форми. Для вирішення моніторингових завдань радіекологічного моніторингу або радіаційного контролю найчастіше використовуються циліндричні детектори;

- попередній підсилювач сигналу;
- лінійний підсилювач вихідного сигналу;
- пасивний захист детектора з товщиною стінки 5-10 см. Як матеріал захисту найчастіше використовується свинець. Якщо захист використовується для напівпровідникового детектора, то з середини

встановлюються додаткові поглиначі рентгенівського випромінювання з

міді, кадмію та плексігласу.

- багатоканальний аналізатор імпульсів (БКА) для сортування імпульсів за величиною, передачі накопичених даних для аналізу на персональний комп'ютер. БКА можуть виготовлюватись у вигляді окремих блоків або бути інтегровані у ПК у вигляді плати. Необхідна кількість каналів визначається роздільною здатністю детектора. Для напівпровідникового детектора використовують БКА з 4096 і більше каналами. Для сцинтиляційних спектрометрів достатньо 1024 каналів. Програмне забезпечення для управління гамма-спектрометром, аналізу спектра, зберігання інформації та забезпечення якості вимірювань.

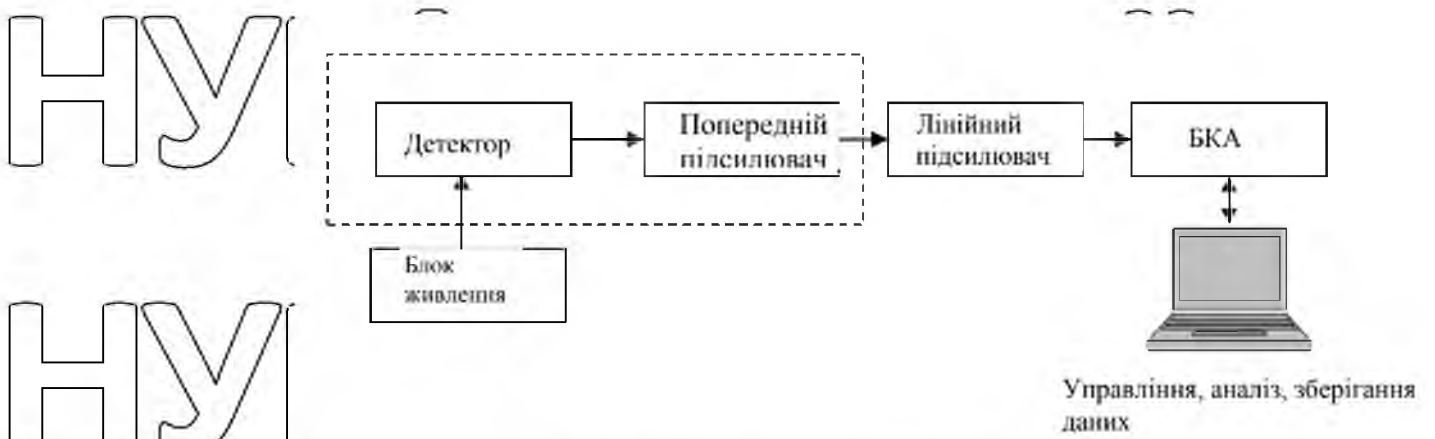


Рис.2.2. Блок схема типового гамма-спектрометра [7].

2.4. Радіохімічні методи визначення ^{90}Sr

Існує кілька методів радіохімічного визначення стронцію, які базуються головним чином на методах:

- осадження;
- екстракція з розчину;
- екстракційній хроматографії з використанням іонообмінних смол.

Більш детально зупинимося на методі осадження стронцію у вигляді оксалату стронцію — оксалатна методика, яку ми використовуємо в лабораторії УкрНДІСР для визначенні ^{90}Sr . Оксалатний метод полягає у осадженні з розчину оксалатів групи лужноземельних елементів, рідкоземельних елементів і ^{90}Sr з наступним розділення рідкоземельних елементів і ітрію від стронцію шляхом осадження гідроокису заліза та марганцю, подальшого концентрування стронцію в використанні карбонатного осадження, накопичення дочірнього ізотопу ^{90}Y і за його активністю визначення вмісту ^{90}Sr в пробі. Хімічний вихід стронцію визначається за виходом мітки-носія. Зразок ґрунту сушиться у сушильній шафі при $105\text{ }^\circ\text{C}$ добу. Після просіювання проби ґрунту відбирається проба вага від 50 до 200г (в залежності від активності проби) та одзолюється в муфельній печі при температурі $600\text{ }^\circ\text{C}$ на протязі 12 годин. Після охолодження зразок переноситься в хімічний стакан, додається 8М азотна кислота і:

розрахунку 10^{-45} мд на 1 г ґрунту. Перед кислотним вилуговуванням (кип'ятіння у розчині кислоти), додають «мітку» носій радіоактивного стронцію (^{85}Sr) (або стабільного стронцію ^{88}Sr). Кислотне вилуговування проби проводиться на плитці на протязі 1,5 години при постійному перемішуванні суспензії механічною мішалкою. Після доби відстоювання для досягнення ізотопної рівноваги, проба відфільтровується з використанням паперового фільтра. Твердий залишок промивається і відкидається, а фільтрат, використовується для подальшого радіохімічного виділення стронцію. Метод оснований на переведенні в розчин більшості елементів, які складають пробу, шляхом обробки озоленого ґрунту розчином 8 М азотної кислоти і на розділенні рідкоземельних елементів, в тому числі стронцію і ітрію, від лужноземельних елементів осаджуванням оксалатів при рН = 4. В розчині залишаються лужні елементи і цезій, розчинні комплекси заліза, алюмінію, магнію і урану (VI). Прокалювання осаду досягають переведення оксалатів в оксиди, причому, залізо і алюміній утворюють важкорозчинні полуторні оксиди Fe_2O_3 і Al_2O_3 . Розділення елементів відбувається на стадії осадження гідроокису безвугільним амоніаком. Для формування осаду гідроокису перед внесенням аміаку до розчину додають Fe(III) і H_2O_2 . Перекис водню необхідний для переведення іонів заліза і марганцю у вищий окислений стан. При цьому з рихлим осадом гідроокису заліза Fe(OH)_3 і гідроокису марганцю Mn(OH)_4 будуть осаджуватися ^{90}Y , ^{210}Pb , ^{238}U , ^{232}Th й інші радіонукліди. ^{90}Sr залишиться в розчині. Шляхом карбонатного осадження досягається додаткове очищення стронцію від елементів, які заважають визначенню, в тому числі від β -випромінювачів. Таким чином, при осаджуванні гідроокису відбувається розділення ^{90}Sr від його дочірнього ізоотпу ^{90}Y , і від цього моменту весь утворений ітрій буде продуктом розпаду ^{90}Sr , який виділяється в ході аналізу. Через 14 днів – після закінчення 5 періодів напіврозпаду ітрію – настане рівновага: кількість ^{90}Y , який розпадається (період напіврозпаду ізоотпу ^{90}Y становить 64 год), буде повністю поповнюватися за рахунок ^{90}Sr . Після цього необхідно знову провести розподіл радіонуклідів, і за активністю

ітрію визначити активність стронцію в пробі ґрунту. Хімічний вихід ^{90}Sr визначають на полуменовому фотометрі або атомно-адсорбційному спектрометрі по виходу стабільного стронцію (та на гамма-спектрометрі при застосуванні в якості носія ^{85}Sr), який додають у наважку ґрунту перед кислотною обробкою, ^{90}Y – ваговим методом. Докладно цей метод, спираючись на міжнародний стандарт [43] описаний в Довіднику по основних методах визначання активності радіонуклідів [19].

Радіохімічне виділення ^{90}Sr , у даній науковій роботі, проводили після озолення зразків біомаси та ґрунту у муфельних печах при температурі до 550°C [26] з подальшим вимірюванням активності ^{90}Sr шляхом оцінки бета-активності дочірнього ^{90}Y осадженого на підложці, на бета-спектрометрі СББ-01-70 (АКП, Україна). Хімічний вихід стронцію визначався атомно-адсорбційною спектроскопією на атомно-абсорбційному спектрометрі ААС-30 (Чехословаччина). Похибка вимірювань ^{90}Sr для всіх зразків не перевищувала 20% [41].

2.5. Опис об'єктів дослідження та обсяги зібраного матеріалу

Експериментальні майданчики закладені у листопаді 2020 року безпосередньо біля осі західного сліду радіоактивних випадів Чорнобильської АЕС (Рис. 1, полігон С). Географічні координати (WGS 84) для березової ділянки – N 51.38358° E 30.02561°. Відповідно до вимог діючих стандартів України СОУ 74.14-37-425:2006 [48], охарактеризовано особливості просторового радіаційного забруднення майданчиків на етапі їх створення, шляхом вимірювання амбієнтного еквівалент дози гамма-випромінювання на висоті 1.0 м (в 30-ти точках) для майданчиків берези ($20,4 \pm 1,3$ мкЗв год⁻¹). Хоча при чітко вираженому градієнтному типі радіоактивного забруднення території розташування майданчиків у південно-північному напрямку (щільність забруднення ґрунту змінюється до 50 раз на відстані 400 м), коефіцієнти варіації амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання (n=30) характеризують ділянки насаджень майданчиків як однорідно забруднені (згідно стандарту CV < 30%). Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs для березової ділянки 15,3 МБк\м² і 6,2 МБк\м² (рис 2.3.). Деревостан на експериментальних майданчиках складаються з дерев лише одного деревного виду. В межах вказаного майданчику обрано по 50 дерев берези повислої. З яких відібрані деревні керни, які розділені на три рівні проміжки від серцевини до периферії у радіальному напрямку для вимірювання активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr, всього 300 проб. Основні лісотаксаційні показники насаджень (оцінені під час моніторингових досліджень у травні 2020 року) та забруднення деревини дерев (станом на 01 січня 2021 року) представлені в таблиці 2.1.



Рис. 2.3. Вимірювання дози гамма-випромінювання на висоті 1,0 м

Таблиця 2.1.

Таксаційні показники деревостану та забруднення деревини дерев ^{137}Cs і ^{90}Sr

Номер п/п	Основні лісотаксаційні показники					Питома активність стовбурної деревини на висоті 1,3 м, КБк кг ⁻¹			
						^{137}Cs		^{90}Sr	
	Порода	Вік, років	D, см	H, м	P	GM	GSD	GM	GSD
	Береза	31±4	11,2	14,1	0,52	14,3	0,7	67,5	1,6

Примітка: ¹ – квадратичне відхилення, D – середній діаметр деревостану,

H – середня висота деревостану, P – відносна повнота, GM – геометричне середнє, GSD – геометричне квадратичне відхилення

2.6. Польові роботи на експериментальних майданчиках

В межах визначеної березової ділянок відбиралися послідовно всі дерева навколо центру де встановлювався лазерний далекомір TruPulse 360B (*Laser Technology, Inc., USA*), відносно якого закартовувалися обрані дерева використовуючи програмне забезпечення MapSmart на OS Android й далі їх порядковий номер наносився на кору стовбура фарбою (Додаток 1). Після натурального виділення дерев на ділянці і меж експериментальних майданчиків на незначному віддаленні виконувалось вимірювання амбієнтного еквівалента дози на висоті 1,0 м дозиметром-радіометром СТОРА-ТУ РКС-01 (Екотест, Україна) у 30-ти точках, що також були закартовані таким самим чином як й дерева (Додаток 1). Для відібраних дерев вимірювався діаметр дерева на висоті 1,3 м та щільність бета-потіку з поверхні кори. Далі, використовуючи вікові бури Haglöf ($l=40\text{ cm}, d=5.15\text{ mm}$) (Рис.2.4.) викручувалися наскрізні деревні керни з намаганням пройти як найближче до серцевини стовбура. Кора відкидалася, оскільки за її крихкості, рідко вдавалося отримати її частину керну без ушкоджень. В отриманого деревного керна без кори вимірювалась довжина, а в подальшому він розділявся на три рівні частини за довжинами між серцевиною (або найближчого до нього місця) та периферією деревини (місця прилягання кори) на (Рис. 2.5.-2.6.): зовнішній шар (OW), середній шар (MW) і внутрішній шар (IW). Після цього, розділені шари деревини зважувались й запаковувались для подальшого транспортування в лабораторію.



Рис. 2.4. Відбирання деревного керну за допомогою буру Haglöf

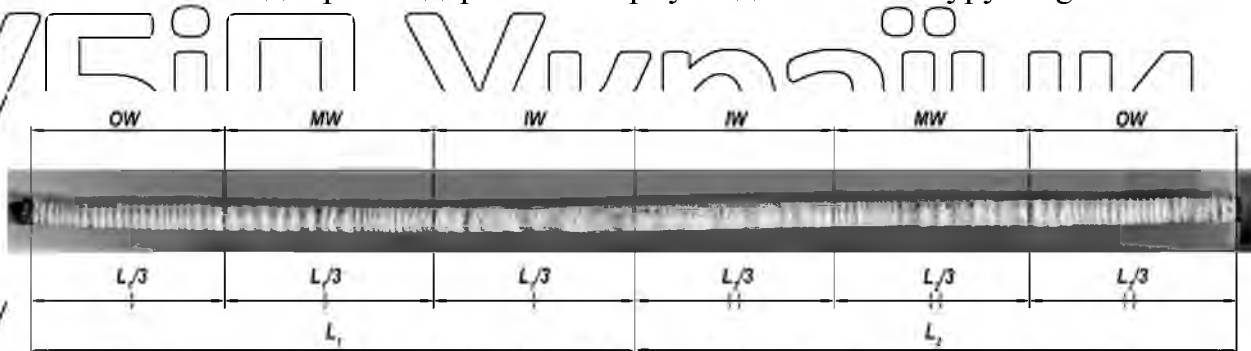


Рис.2.5. Розділення деревного керна на шари: зовнішній (OW), середній (MW) і внутрішній (IW)

НУБІП України

НУБІП України



Рис. 2.6. Визначення висоти об'єктів за допомогою висотоміра *Lazer Technology Inc., USA*

2.7. Вимірювання питомої активності радіонуклідів

Всі зібрані проби деревини були висушені при температурі 70° протягом 3 діб (Рис. 2.8.), а потім механічно гомонізувалися й передавалися на вимірювання активності ^{137}Cs і ^{90}Sr (Рис. 2.9.). Вимірювання активності ^{137}Cs у підготовлених зразках деревини проводилось в конічних контейнерах «*Vitlab*» об'ємом 18 мл на низькофоновому гамма-спектрометрі з багатоканальним аналізатором *ASPEC-927* (програмне забезпечення *GammaVision 32*), який оснащений пасивним захистом та напівпровідниковим високочистим германієвим детектором *GEM-30185* (*EG&G ORTEC*, США). Для калібрування гамма-спектрометру використовувались сертифіковані еталони з відповідною матрицею.



Рис. 2.7. Приготування зразків для висушення у печах



Рис. 2.8. Механічне подрібнення висушених зернів, для вимірювання активності ^{137}Cs і ^{90}Sr

Радіохімічне виділення ^{90}Sr проводилось після озолення зразків деревини у муфельних печах при температурі до 450°C [55] з наступним вимірювання активності із використанням бета-спектрометра СЕБ-01-70 (АРП, Україна). Всі значення активності радіонуклідів перераховані на січень 2020 р.

Регулярні калібрування гамма- і бета-спектрометрів проводились із використанням сертифікованого змішаного джерела радіонуклідів, що містить ^{137}Cs та ^{40}K (щільність 1 г см^{-3}) (ВП НУБІП України «Науково-дослідний та проектний інститут стандартизації і технологій екобезпечної та органічної продукції», м. Одеса) та *Standard Radionuclide Solution of ^{90}Sr* (Всеросійського науково-дослідного інституту метрології імені Д.І. Менделєєва, Росія) відповідно. Лабораторія регулярно брала участь у міжнародних та національних тестуваннях відповідності (наприклад, Міжнародного агентства з атомної енергії), за підсумками яких у всіх випадках отримані задовільні результати.

2.8. Обробка даних вхідних спостережень

Первинна обробка вихідних даних спостережень виконана за допомогою табличного редактору *Excel (Microsoft 365)*. Статистичний аналіз реалізовано використовуючи програмне забезпечення *RStudio 1.3.1093* в середовищі *R 4.0.3*. Візуалізація всіх картографічних даних здійснено геоінформаційною системою *QGIS Desktop 3.16*.

Всі вихідні дані по питомим активностям ^{137}Cs і ^{90}Sr були перераховані станом на 01 січня 2021 року.

Розрахунок середньої ^{90}Sr і ^{137}Cs питомої активності у стовбурі ($A_{\text{STV}}^{\text{total}}$) на висоті 1,3 м для дерева на майданчиках виконувалось спираючись результати вимірювань питомої активності цих радіонуклідів (A_i) та їх маси у сухому стані (m_i) для трьох виділених шарів керна: зовнішнього (OW), середнього (MW) і внутрішнього (IW):

$$A_{RN}^{total} = \frac{1}{9} m_{IW} A_{IW} + \frac{1}{3} m_{MW} A_{MW} + \frac{5}{9} m_{OW} A_{OW} \quad (1)$$

У зв'язку з значною мінливістю значень середньої питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs між деревами навіть в межах експериментальних майданчиків, для порівняння радіальних розподілів вмісту досліджуваних радіонуклідів у цих деревах здійснювалась їх нормування відповідно до формули (2)

$$r_i^{RN} = \frac{A_i}{A_{RN}^{total}} \quad (2)$$

Оскільки, для досліджуваних дерев за різного віку та місцезнаходження не встановлювали вагу (чи щільність) окремих шарів деревини кернів або деревних дисків, а відмінності в питомих активностях ^{90}Sr і ^{137}Cs відрізнялися ще більш ніж на експериментальних майданчиках (інколи на декілька порядків), то нормалізація значень вмісту радіонуклідів у шарах деревини розділених у радіальному напрямку для кожного окремого дерева виконана наступним чином:

$$r_i^{RN} = \frac{A_i \cdot n}{\sum_{i=k}^n A_i} \quad (3)$$

де n — кількість шарів деревини для котрих здійснювалось вимірювання питомої активності радіонуклідів (A_i).

Нормалізація вмісту радіонуклідів шляхом ділення на середні значення (рівняння 2-3), неодноразово використовувались авторами подібних досліджень при вивченні розподілів радіонуклідів у профілі деревного стовбура [38;40]

Вологість шарів деревини кернів (ω) отриманих з дерев на експериментальних майданчиках розраховувались за формулою (4):

$$\omega = \frac{m_W - m_D}{m_D} \cdot 100, \quad (4)$$

де ω — вміст води в пробі, %, m_w — вага зразка одразу після відбору
 зерна в польових умовах, г; та m_d — повітряно-суха маса зразка, г.

Поверхнева щільність потоку частинок бета-випромінювання з кори

стовбура (ϕ_β) встановлювалася за допомогою радіометра-дозиметра *СТОРА-ТУ*
РКС-01 у два етапи: з закритою й відкритою металічною кришкою бета-фільтра
 до чотирьох лічильників Гейгера-Мюллера, що відповідає значенням оцінок
 створюваних лише гамма-фоном (ϕ_γ) та гамма- і бета-забрудненням ($\phi_{\beta+\gamma}$)
 відповідно, після чого виконувалося обчислення показника: $\phi_\beta = \phi_{\beta+\gamma} - \phi_\gamma$.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 3. Результати та обговорення

Автором цієї роботи особисто проведений відбір проб ґрунту, кернів, гамма зйомка пробних майданчиків, підготовка проб до аналізів, вимірювання питомої активності деревини. За участі керівника та співкерівника наукової роботи: Ілленка В.В. та Голяки Д.М. робота виконувалася в рамках наукової теми інституту сільськогосподарської радіології : № 0120U101540 “Розробити сучасні способи прогнозування біопродуктивності і радіологічного стану лісів інтегрованими підходами ГІС та машинного навчання”.

3.1. Питомі активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у стовбуровій деревині дерев на майданчику

Первинні вхідні дані отримані для проб шарів деревини кернів дерев з експериментальних майданчиків (Додаток 2) використані для розрахунку середнього вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у деревному стовбурі берези (за допомогою формули 1). Вихідні спостереження вказують на те, що (рис. 3.1. і табл. 3.1.) у стовбурній деревині берези повислої в 4 рази більша питома активність ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs . Одночасно, на майданчику була оцінена щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr виявилась приблизно у 2 рази меншою ніж для ^{137}Cs . Це демонструє значно вищі рівні депонування ^{90}Sr органами стовбурної деревини на відміну від ^{137}Cs , що яскраво виражається значно більшими значеннями коефіцієнтів переходу ^{90}Sr з ґрунту у деревину для досліджених лісових ділянок: коефіцієнти переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs для березового майданчику – $0,93 \text{ (Бк}\cdot\text{кг)}\cdot\text{(кБк}\cdot\text{м}^2)$ і $10,9 \text{ (Бк}\cdot\text{кг)}\cdot\text{(кБк}\cdot\text{м}^2)$. Середні питомі активності досліджуваних радіонуклідів у окремих деревах на майданчику коливаються у широких інтервалах, крайні значення яких відрізняються більше ніж на порядок (рис. 3.1.).

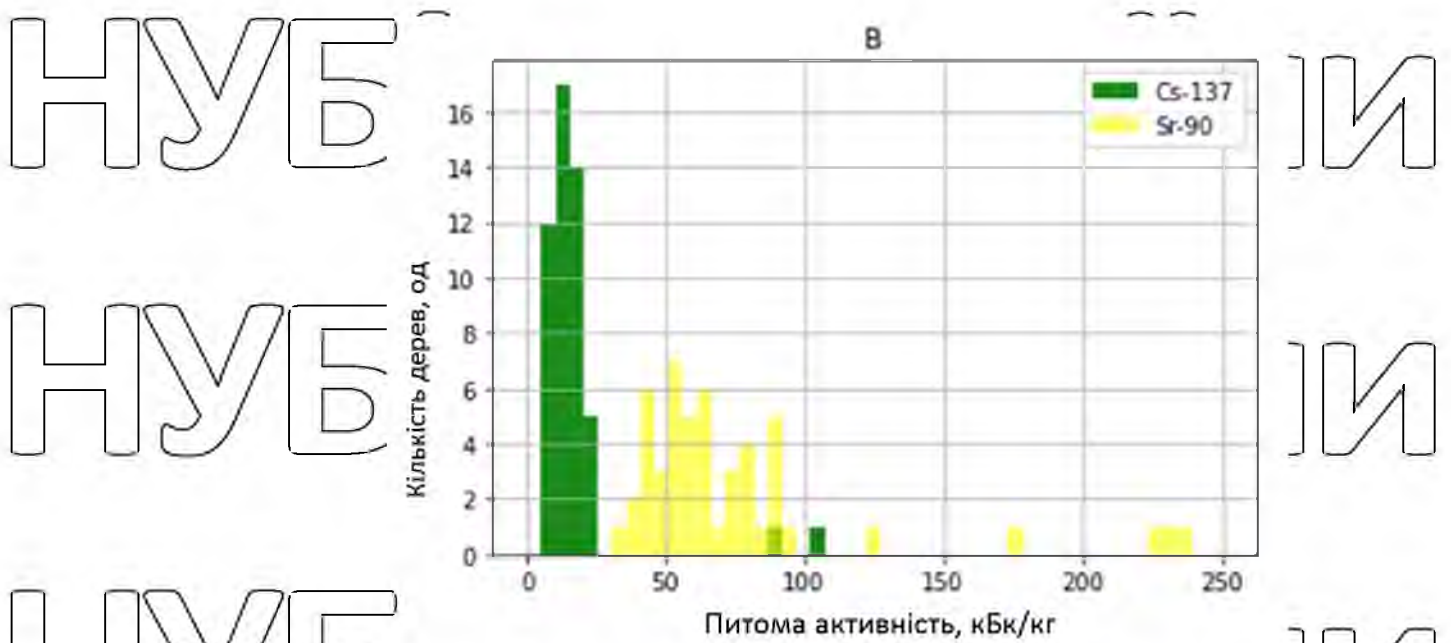


Рис. 3.1. Розподіл середніх питомих активностей у стовбурній деревині дерев на експериментальному майданчику Берези

Непараметричний кореляційний аналіз між основними показниками дерев на березовому майданчику вказує на відсутність тісних зв'язків між досліджуваними ознаками (табл. 3.1.). Хоча й спостерігається нібито тісний зв'язок між відношенням питомих активностей ^{90}Sr до ^{137}Cs і питомою активністю ^{137}Cs для березового майданчику ($r_s = -0,64$), але це явище викликано збереження сталими середньозважених значень питомої активності ^{90}Sr стовбурової деревини при зростанні вмісту ^{137}Cs (рис. 3.2.), що при діленні величин цих показників й призводить до вираженої оберненої залежності між співвідношенням вмісту активності ^{90}Sr до ^{137}Cs та питомою активністю ^{137}Cs .

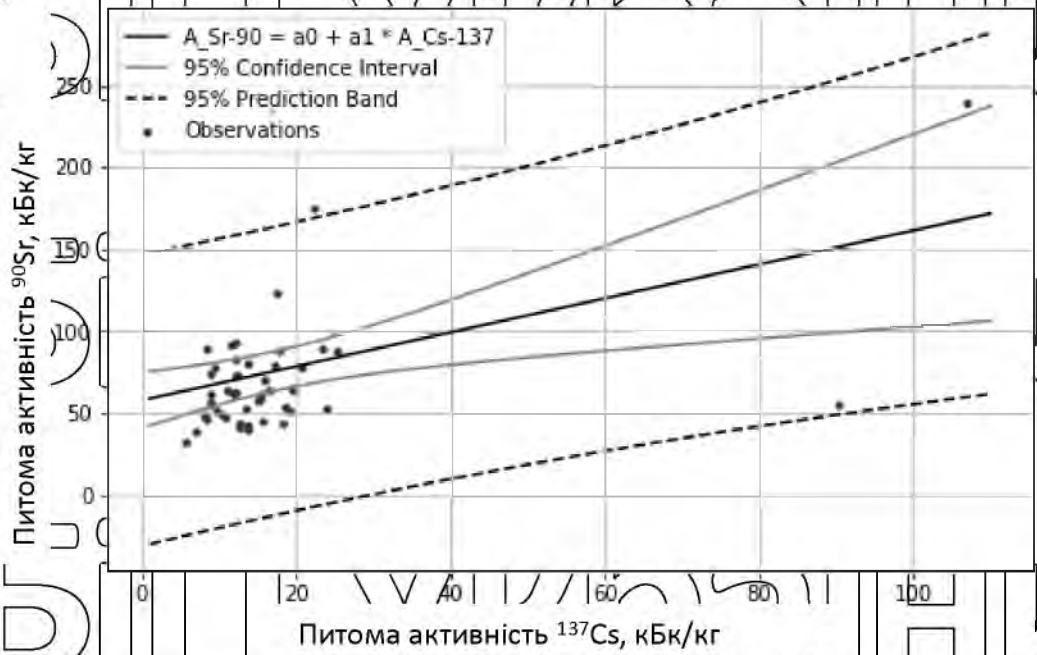


Рис. 3.2. Залежність питомої активності ⁹⁰Sr від вмісту ¹³⁷Cs у стовбурній деревині дерев на березовому майданчиках.

Хоча й підтверджена низька ступінь тісноти залежності питомої активності досліджуваних радіонуклідів у деревині стовбурів на майданчиках від діаметра стовбура на висоті 1,3 м ($|r_s| < 0,40$) (табл. 3.1.). Однак, для питомої активності ¹³⁷Cs у деревині дерев та вмісту ⁹⁰Sr для березової ділянки кореляції з діаметром дерев оцінені як статистично достовірні при $p = 0,05$.

НУБІП УКРАЇНИ

Таблиця 3.1.

Парні коефіцієнти кореляції Спірмена між дослідженими показниками дерев на березовому майданчику (critical $r_s = 0.36$ at $p=0.01$)

Показники	Березовий майданчик				
	d	ϕ_β	A_{Cs-137}	A_{Sr-90}	$A_{Sr/Cs}$
d	1.00	-0.49	-0.02	-0.39	-0.25
ϕ_β	-0.49	1.00	0.16	0.50	0.19
A_{Cs-137}	-0.02	0.16	1.00	0.28	-0.64
A_{Sr-90}	-0.39	0.50	0.28	1.00	0.48
$A_{Sr/Cs}$	-0.25	0.19	-0.64	0.48	1.00

Примітка. d – діаметр дерева на висоті 1,3 м, см; ϕ_β – потік бета-частинок з поверхні кори стовбура на висоті 1,3 м, част. см⁻² мин⁻¹; A_{Cs-137} – питома активність ¹³⁷Cs у деревині стовбура, кБк кг⁻¹; A_{Sr-90} – питома активність ⁹⁰Sr у деревині стовбура, кБк кг; $A_{Sr/Cs}$ – відношення питомої активності ⁹⁰Sr до ¹³⁷Cs у деревині стовбура.

Для березового майданчика виявлено переважання величини вмісту ¹³⁷Cs над ⁹⁰Sr у деревині, у двох спостереженнях, що знову ж таки підтверджує припущення про надзвичайно більшу здатність ⁹⁰Sr на відміну від ¹³⁷Cs акумулюватися у деревині дерев за ґрунтових умов регіону дослідження.

Встановлення вмісту ⁹⁰Sr у деревині стовбурів на основі вимірювання щільності потоку бета-частинок з поверхні кори (рис. 3.3) базується на підтверджених тісних кореляціях між питомими активностями цього радіонукліда в компонентах кори і деревині стовбурів [57]. Хоча даний експрес-метод вже неодноразово використовувався для прижиттєвої оцінки питомої активності ⁹⁰Sr у деревних стовбурах дерев сосни і берези найбільш забруднених деревостанів Чорнобильської зони відчуження з метою розрахунку внутрішніх поглинутих доз іонізуючого випромінювання [64], але в межах закладених експериментальних майданчиків в цій роботі лише для березового

деревостану кореляція між вмістом ^{90}Sr у деревині дерев від щільності потоку бета-частинок з поверхні кори (табл. 3) виявився статистично значущою (p -value < 0,001).

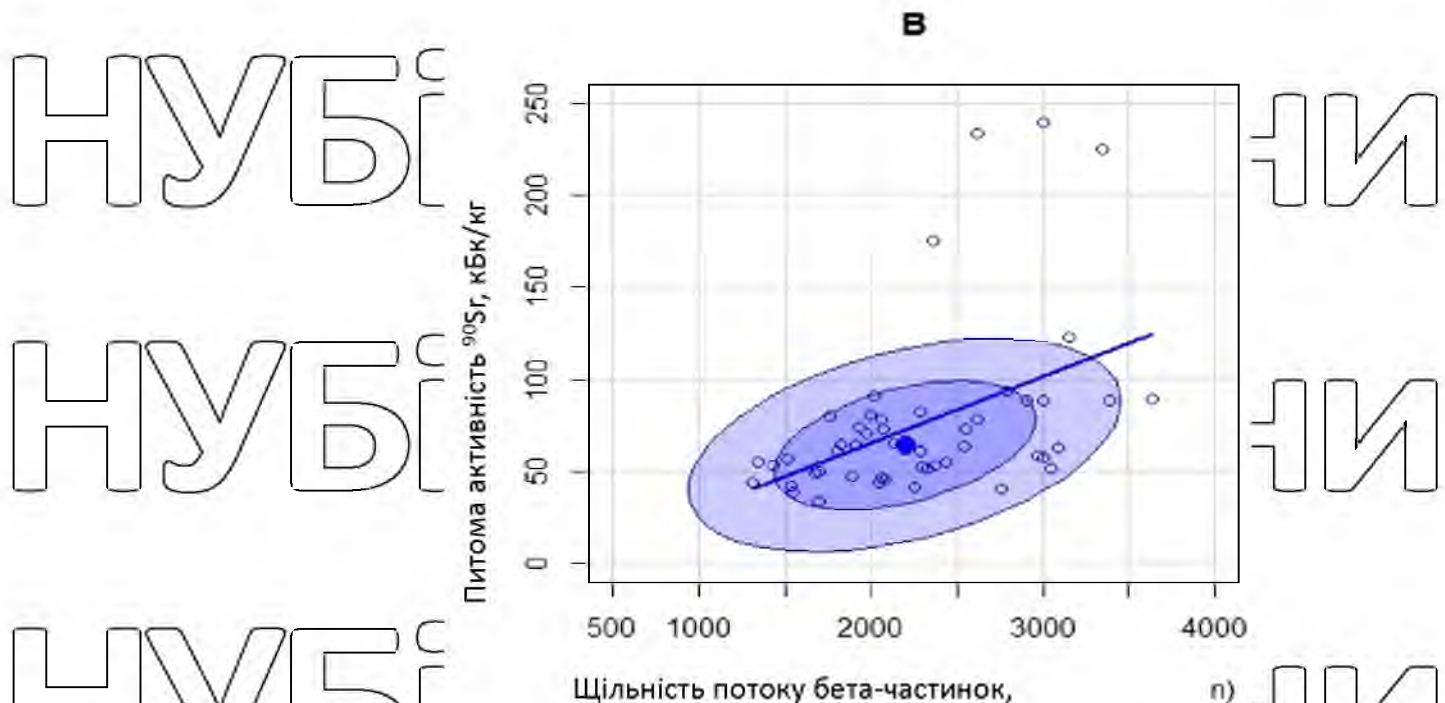


Рис. 3.3. Залежність питомих активностей ^{90}Sr у деревині дерев від щільності потоку бета-частинок з поверхні кори стовбура

3.2. Радіальний розподіл питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у стовбуровій деревині дерев на майданчиках

Розраховані вихідні нормовані значення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr для берези в трьох шарах стовбурової деревини на експериментальних майданчиках відзначаються різною направленістю у радіальному напрямку (рис. 3.4.). Древа берези повислої мають чітко виражений тренд збільшення значень питомої активності як для ^{137}Cs , так й ^{90}Sr при радіальному переміщенні з зовнішніх у внутрішні шари стовбурової деревини, що надзвичайно сильно контрастує з поведінкою цих радіонуклідів в досліджених деревах сосни.

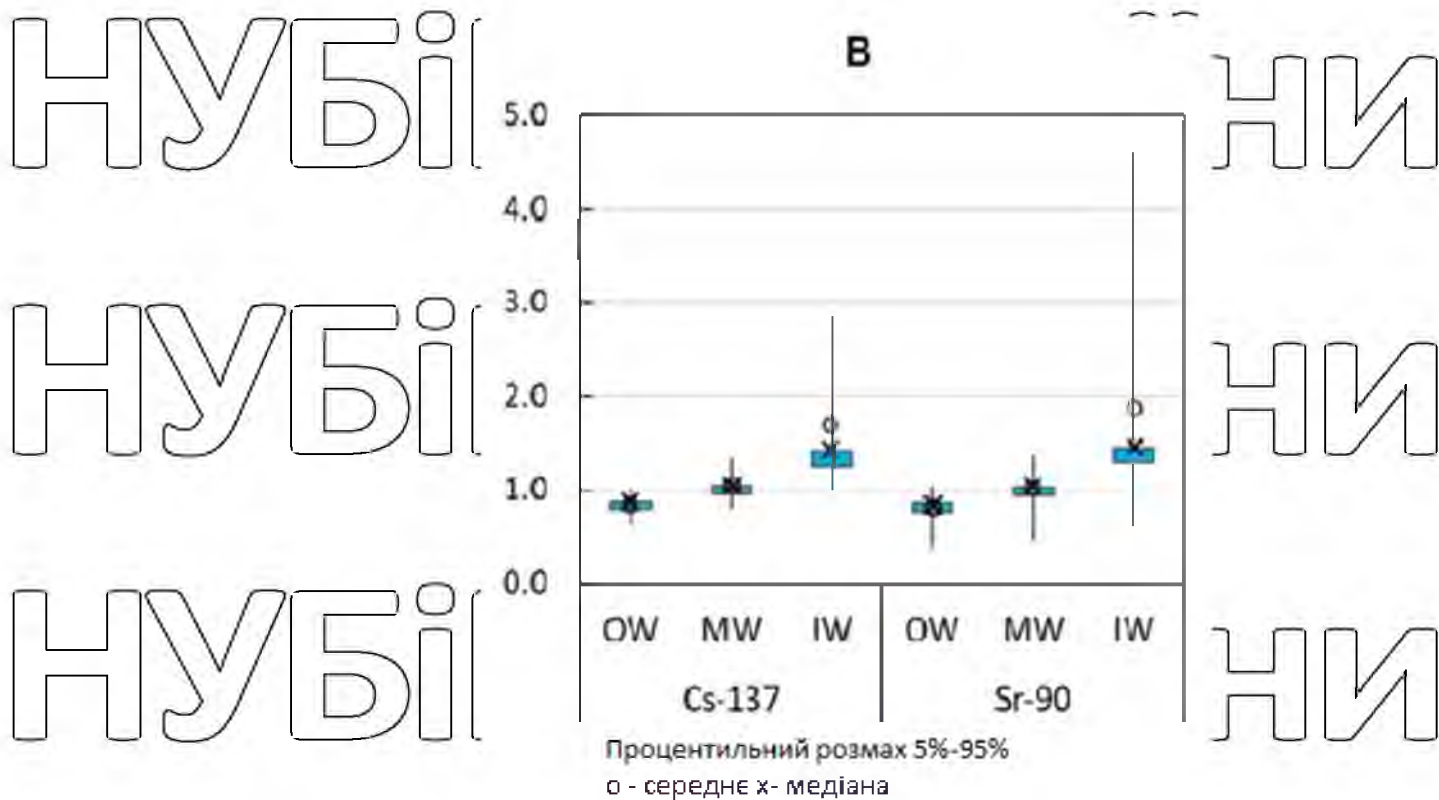


Рис. 3.4. Діаграми розмаху нормалізованих значень питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr для березового (В) майданчику у шарах стовбурової деревини дерев: OW – зовнішній шар (біля кори), MW – проміжний шар, IW – внутрішній шар (серцевина й прилегла деревина)

Кореляційний аналіз не виявив тісних зв'язків між вологістю та питомими активностями досліджуваних радіонуклідів у шарах деревини для вибраних дерев на майданчиках. Це дозволило деяким вченим за результатами схожих минулих досліджень висунути припущення, що значна частина активності ^{137}Cs локалізована у рослинному соці, а значить від частки зволоження напрямку залежить питома активність ^{137}Cs деревини. При цьому також для підтвердження «загальної універсальності» цього аргументу, зазначається, що в найбільш фізіологічно активних й одночасно «найзволоженіших» органах рослин ідентифікуються зазвичай найвищі рівні вмісту цього радіонукліду (хвоя, камбій). Отримані дані для дерев берези повністю повністю спростовують твердження, про те що значна частина

активності ^{137}Cs локалізована у рослинному соці, а значить від частки зволоження напрояму залежить питома активність ^{137}Cs деревини. Оскільки за відносної сталості вологості шарів деревини: OW – $38,3 \pm 1,5\%$, MW – $39,6 \pm 1,2\%$ і IW – $40,9 \pm 2,2\%$, питома активність ^{137}Cs статистично значущо відрізняється у шарах деревини в радіальному напрямку.

3.3. Аналіз та обговорення

Розраховані значення усереднених питомих активностей ^{137}Cs і ^{90}Sr у деревині на висоті дерев 1,3 м для експериментальних майданчиків берези повислої цілком прогнозовано виявились розподілені за логнормальним законом, що статистично підтверджено порівнюючи отримані емпіричні розподіли з теоретичними розподілами за допомогою критерія узгодженості Колмогорова-Смирнова: для берези – 0,35 та 0,13, відповідно. Наявність логнормального закону розподілу для величин концентрацій радіонуклідних та хімічних політантів неодноразово підтверджувалось за результатами досліджень у попередніх роботах інших авторів для надзвичайно різних об'єктів: повітря, поверхні ґрунту, трав'яної рослинності, деревини дерев, тваринної продукції і так далі [45,59].

Отримані дані з експериментальних майданчиків вказують на значний розмах значень усереднених концентрації радіонуклідів у деревному стовбурі на висоті 1,3 м навіть на невеликих, однорідно забруднених, лісових ділянках в інтервалах (min-max): ^{137}Cs – $5,68-106,9$ кБк·кг⁻¹ і ^{90}Sr – $36,1-239$ кБк·кг⁻¹ для дерев берези (Додаток 2). Геометричні квадратичні відхилення (GSD) питомих активностей досліджуваних радіонуклідів у стовбуровій деревині дерев знаходяться в діапазоні 1,56-2,02 (Таблиця 2.1.), що є більшими величинами ніж для вмісту ^{137}Cs у трав'янистій рослинності на 1 м² майданчиках встановлених протягом 1999-2003 рр. на постраждалих в наслідок Чорнобильського викиду територіях: 1,25-1,86 [45]. На перший погляд, дерева на експериментальних майданчиках мають краще усереднювати питомі

активності радіонуклідів проти трав'яних видів навіть на 1 м^2 ділянках, тому що їхня площа живлення значно більша. Однак, емпіричні дані не підтверджують це припущення.

Вища дисперсія середніх концентрацій ^{137}Cs (GSD: 1,68 для берези) ніж ^{90}Sr у деревині дерев ймовірно викликана відмінностями не лише в просторову розміщені їх кореневої системи дерев, але й їх вертикального розподілу великих (тонких) коренів [34]. Оскільки, ^{90}Sr мобільніший в ґрунті у порівнянні з ^{137}Cs , то він вірогідно «рівномірніше» розподілений у глибину в кореневмісному шарі ґрунту [39], що спричинює краще згладжування надходження радіоізопау через кореневу систему у деревину, тому на досліджуваних експериментальних ділянках спостерігається менша мінливість між питомими активностями ^{90}Sr у деревині дерев. GSD складає 1.60 і 1.56. В перші десять років після аварії на ЧАЕС, навпаки відзначалася значно вища мінливість ^{90}Sr чим ^{137}Cs [60], що мабуть спричинено різними формами їх випадіння у 1986 році: ^{137}Cs був представлений конденсаційною формою й практично одразу весь був доступний для рослин, то близько 80% активності ^{90}Sr випало у вигляді палива, для розчинення більшої частини якого тривало ще декілька років [43].

Хоча нами виявлено велику кількість публікацій присвячених вивченню міграції та вмісту ^{137}Cs у органах деревних рослин після Чорнобильської аварії, однак присвячених дослідженню варіабельності питомих активностей ізотопу у стовбурній деревині з обсягом спостережень більших «малої» вибірки є лише декілька, результати яких базуються на матеріалах польових робіт які зібрані принаймні 17 років тому [57]. Як й ця робота, всі вони підтверджують що різниця між мінімальними й максимальними значеннями вмісту ^{137}Cs у деревині дерев на однорідно забруднених ділянках може досягати 20 разів.

Відсутність тісних зв'язків ($|r_s| \leq 0.5$) між діаметром дерев та вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr у деревині, а також залежностей між самими питомими активностями вивчаємих радіонуклідів (Таблиця 3.1.) також не суперечать узагальненням отриманими вченими у попередні десятиліття [57;60].

Непряме оцінювання питомої активності ^{90}Sr деревини дерев на основі значень потоку бета-частинок з поверхні кори стовбура за допомогою радіометра вже апробувався як один з неруйнівних способів для встановлення внутрішніх доз опромінення дерев у польових умовах для найбільш забруднених ділянок ЧЗВ [64], але як вказують наші спостереження: відхилення окремих прогнозних значень отриманих таким способом від фактичних можуть відрізнитись в рази. Тому цей експрес-метод не може замінити звичайний відбір кернів, коли точність вимірювань є важливим показником при проведенні досліджень.

Розраховані розмахи значень вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr роздільно по шарах деревини відібраних кернів на експериментальних майданчиках значно помітніше більші ніж для усереднених величин питомих активностей радіоізоотопів для дерев берези у порівнянні з сосною: ^{137}Cs – 3,7-716 кБк·кг (≈ 7 разів) і ^{90}Sr – 15,6-1480 кБк·кг (≈ 7 разів), при чому саме за рахунок внутрішніх шарів (IW) деревини берез, яким властиві значно вищі рівні забруднення переліченими радіонуклідами (рис. 2.6.).

Для дерев берези повислої нами знайдено лише три публікації, матеріали яких зібрані на території Брянської області Російської Федерації та Житомирської області України принаймні 17 років тому [35;62;55], в яких відзначається наявність глобального піку ^{137}Cs на периферії деревних стовбурів, що суперечить результатам даної роботи. Більш ґрунтовний аналіз роботи [61] виявив, що лише для одного молодого березового дерева (22 роки у той час) пік ^{137}Cs у центрі деревного стовбура значно переважав на його периферії, що робить його розподіл радіоізотопу подібним до описаних в цих дослідженнях. На час здійснення даної роботи вік зазначеного дерева у публікації [61] відповідав би найстаршим деревам берези відібраних окремо за межами експериментальних майданчиків. Можливо цей факт не дозволив нам виявити пік ^{137}Cs у деревині стовбура біля кори, тому в наступних дослідженнях в межах тематики варто відібрати дерева берези значно старшого віку (яким наразі виповнилось понад 50 років), для підтвердження чи спростування

наявності вищих рівнів забруднення у центральній частині стовбура у старих деревах берези (>50 років).

Нами не було знайдено публікацій по радіальному розподілу ^{90}Sr у стовбурі для берези повислої у лісах забрудненими Чорнобильськими випадіннями. Одержані матеріали по радіальних розподілах ^{90}Sr і ^{137}Cs у стовбурах берези, де найвищі концентрації обох радіонуклідів переважно спостерігаються у центральних шарах деревини, повністю спростовують твердження про «концентрування» ^{137}Cs лише у наймолодших річних кільцях (біля периферії), що є цілком характерним для дерев сосни звичайної.

Водночас, ^{90}Sr все ж має помітно вищі значення нормалізованих питомих активностей ніж ^{137}Cs у центральних шарах деревини стовбурів берези для дерев на експериментальному майданчику (Рис. 3.4.).

Нажаль, під час цих досліджень не виконувалось вимірювання у зразках деревини стабільних ізотопів (^{133}Cs , ^{88}Sr) хімічних елементів радіонуклідів чи хоча б їх хімічних елементів аналогів (K, Ca), щоб могло прояснити аспекти перерозподілу цих радіонуклідів в деревному стовбурі у майбутньому спираючись на дані про наявність квазі-рівноваги між радіонуклідами і стабільними хімічними аналогами [65].

ВИСНОВКИ

НУБІП України

1. За допомогою отриманих даних з експериментальних майданчиків було розраховано розмах значень усереднених концентрації радіонуклідів у деревному, які становлять (min-max): ^{137}Cs – 5,68-106,9 кБк·кг і ^{90}Sr – 33,1-239 кБк·кг для дерев берези.

НУБІП України

2. Розраховані розмахи значень вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr роздільно по шарам деревини на експериментальних майданчиках значно помітніше більші ніж для усереднених величин питомих активностей радіоізотопів для берези. ^{137}Cs – 3,7-716 кБк·кг (≈ 7 разів) і ^{90}Sr – 15,6-1480 кБк·кг (≈ 7 разів), при чому саме за рахунок внутрішніх шарів дерева.

НУБІП України

3. За відносної сталості вологості шарів деревини: OW – $38,3 \pm 1,5\%$, MW – $39,6 \pm 1,2\%$ і IW – $40,9 \pm 2,2\%$, питома активність ^{137}Cs статистично значущо відрізняється у шарах деревини в радіальному напрямку.

НУБІП України

4. Вихідні спостереження вказують на те, що у стовбурній деревині берези повислої в 4 рази більша питома активність ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs . Одночасно, на майданчику була оцінена щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr виявилась приблизно у 2 рази меншою ніж для ^{137}Cs .

НУБІП України

Визначається збільшення вмісту ^{137}Cs у стовбурній деревині у радіальному напрямі до центру стовбура берези повислої.

НУБІП України

НУБІП України

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

НУБІП України

1. Агрокліматичний довідник по Київській області - К:

Держсільгоспвидав УРСР, 1959. - 136 с.; Клімат України // За редакцією

В.М. Липинського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. Видавництво

Раєвського, Київ, 2003, 343 с.;

НУБІП України

2. Аклеев А. В., Подтёсов Г. Н. и др. Челябинская область:

ликвидация последствий радиационных аварий. / 2-е изд., испр. и доп.. —

Челябинск: Южно-Уральское книжное издательство, 2006. — 344 с.

НУБІП України

3. Алексанин Р. М. Сельскохозяйственная радиэкология / Р. М.

Алексанин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев та ін. — Москва: Эволюция, 1992

— 400 с.

НУБІП України

4. Бубряк И.И., Науменко В.Д., Гродзинский Д.М.

Формирование генетических нарушений в пыльце березы в условиях радионуклидной аномалии // Радиобиология. 1991. Т.31, вып. 4, С. 564-570

5. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной

радиобиологии. Учеб. пособие. — Киев: Изд-во УСХА, 1991. —328 с.

НУБІП України

6. Гудков І. М. Сільськогосподарська радіобіологія/ І. М.

Гудков, М. М. Віннічук. — Житомир: ДАУ, 2003. — 472 с.

7. Довідник по основних методах визначення активності

радіонуклідів. URL: <http://uiar.org.ua/Dovidnyk.pdf> (13.09.2021)

НУБІП України

8. ДСТУ ISO 10381-3:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб.

Частина 3. Настанови з безпеки

9. ДСТУ Б.В.2.1-8:2001 (ГОСТ 12071-2000) Основи та підвалини

будинків і споруд. Ґрунти. Відбирання, упакування, транспортування і зберігання зразків

НУБІП України

10. Кіщю В.О. Основи радіобіології та радіоекології: Навч. посіб./

В.О. Кіщю, С.В. Поліщук, І.М. Гудков. — 3-тє вид-ня — К.: «Хай-Тек Прес», 2010. — 320 с.

11. Клімат України // За редакцією В.М. Лінінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко – Видавництво Раєвського, Київ, 2003, 343 с.

12. Краснов В.П. Радиозекология лесов Полесья Украины: моногр. / Краснов В.П. – Житомир: Во- лынськ, 1998. – 112 с.

13. Кузин А.М. Прикладная радиобиология/ А.М. Кузин, Д.А. Каушанский. – М.: Энергоиздат, 1981. – 224 с.

14. Маринич А.М. Геоморфология Южного Полесья. – Киев: Изд- во Киев. ун-та, 1963. – 252 с.

15. Мельник, Н. А. Радиозекологическое исследование типичных пород деревьев / Н. А. Мельник, А. Н. Кизеев // Вестник МарГТУ. – 2006. – Т. 9. – № 3. – С. 429–433.

16. Національна доповідь України "15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід по- долання"/ Під ред. В.В. Дурдинця, Ю.О. Іванова. –

К.: МНС, 2001 – 150 с.

17. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. - Гомель: РИИУП «Институт радиологии», 2006. - 255 с.

18. Петров М.Ф. Динаміка рослинного покриву в Зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони

19. Проект глобального екологічного фонду в Україні (id 4634) упер, міністерство екології та природних ресурсів України, Дазв України. URL: <http://chornobyl-gef.com/ru/>

20. Проект організації лісового господарства Державного спеціалізованого комплексного підприємства «Чорнобильська пуща». - К.: Ліспроєкт, 2006.

21. Радиационная медицина. Т. 2. Радиационные поражения человека / Под ред. А.К. Гуськовой и Г.Д. Селидовкина. Под общей ред. Л.А. Ильина. – М.: ИздАТ, 2001. – 419 с.

22. СОУ 74.14-37-425/ Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю

23. Тимофеев-Ресовский Н.В. Введение в молекулярную радиобиологию (физико-химические основы). / Н.В. Тимофеев-Ресовский, Н. В. Савич, М. И. Шальнов. – М.: Медицина, 1981. – 320 с.

24. Тихомиров Ф.А., Розанов Б.Г. Методологические вопросы охраны почвенного и растительного покрова от загрязнения // Экология. 1985. № 4. С. 3-11.

25. Физико-географическое районирование Украинской ССР / Под редакцией В.П. Попова, А.М. Маринича, А.И. Ланько – Киев, Изд-во Киев. ун-та - 1968, 684 с.

26. Чорнобильська зона відчуження знаходиться в межах фізико-географічної області Київського Поділля Поліської низовини Східно-Європейської рівнини. URL: <http://chornobyl-gef.com/category/chornobyl-zona-vidchudzenniya>

27. Щеглов А.И. Биореохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.

28. Agarkina, G., Alexakhin, R., Arkhipov, A., et al., Behaviour of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments, in Experimental Collaboration Project no. 5: Final Report, EUR-16531 EN, Belli, M. and Tikhomirov, F., Eds., Luxembourg, 1996.

29. Bandazhevsky Y.I. (2003). "Chronic Cs-137 incorporation in children's organs". Swiss Med. Wkly. 133 (35–36): 488–90.

30. Brownridge, J. D. (1984). The radial distribution of ^{137}Cs and ^{40}K in tree stems. J. Plant Nutr., 7, 887-96

31. Chigira, M., Saito, Y., Kimura, K., 1988. Distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in annual tree rings of Japanese cedar, *Cryptomeria japonica* D. Don. J. Radiation research 29, 152–160.

32. Davydov, M.M., Protas, T.I., Savuschik, M.P., 2014. Accumulation of radionuclides in major components of forest ecosystems in

the zones Polissya and Forest-steppe of Kyiv region. Nucl. Power Environ. 2, 25–31.

33. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience: report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. (Radiological Assessment Reports Series). STI/PUB/1239. - Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006 - 166 p.

34. Fesenko, S. V., Souklova, N. V., Sanzharova, N.I., Avila, R., Spiridonov, S.I., Klein, D., Lucot, E., Badot, P.M., 2001. Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys. 40, 105–113. <https://doi.org/10.1007/s004110100090>

35. Fesenko, S., Kashparov, V., Levchuk, S., Khomutinin, Y., Lazarev, N., Shubina, O., Ibatullin, I., 2021. Monitoring in animal breeding in response to nuclear or radiological emergencies: Chernobyl experience. J. Environ. Radioact. 233. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106603>

36. H.C. Redman; et al. (1972). "Toxicity of ^{137}Cs Cl in the Beagle. Early Biological Effects". Radiation Research. 50 (3): 629–648.

37. Hall E.J. Radiobiology for the Radiologist. 6 th edition./ E.J. Hall, A.J. Giaccia. - Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins, 2006. - 546 p.

38. Holiaka, D. M., Levchuk, S. E., Protsak, V. P., Kashparov, V. A. 2017. Distribution of ^{137}Cs activity concentration in wood scots pine (*Pinus sylvestris* L.) of Zhytomyr Polissya after the chernobyl accident. Nuclear Physics and Atomic Energy, (T&D), 63–71. <https://doi.org/10.15407/inpae2017.01.063>

39. Holiaka, D.M., Levchuk, S.E., Kashparov, V.A., Holiaka, M.A., Yoschenko, L. V., Otreshko, L.N., Kosarchuk, O. V., Lazarev, N.M., 2020a. Vertical distribution of ^{90}Sr in soil profiles and its uptake by scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood growing within the Chernobyl exclusion zone. Nucl. Phys. At. Energy 21. <https://doi.org/10.15407/inpae2020.02.157> (in Ukrainian)

40. Holiaka, D.M., Levchuk, S.E., Yoschenko, V.P., Kashparov, V.A., Yoschenko, L.V., Holiaka, M.A., Paviuchenko, V.V., Diachuk, P.P., Zadorozhniuk, R.M., Morozova, V.S., 2020. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs inventories in the depots and biogenic fluxes of the typical forest stands in the Chernobyl exclusion zone

41. ISO 18589-5:2009. Measurement of radioactivity in the environment - Soil - Part 5 - Measurement of strontium 90 - 2009..

42. Kashparov, V., Levchuk, S., Zhurba, M., Protsak, V., Khomutinin, Y., Beresford, N.A., Chaplow, J.S., 2018. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth Syst. Sci. Data* 10, 319–353. <https://doi.org/10.5194/essd-10-319-2018>

43. Kashparov, V.A., Ahandach, N., Zvarich, S.I., Yoschenko, V.I., Maloshtan, I.M., Dewiere, L., 2004. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *J. Environ. Radioact.* 72, 335–353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>

44. Kashparov, V.A., Luncin, S.M., Zvarych, S.I., Yoschenko, V.I., Levchuk, S.E., with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Sci. Total Environ.* 317, 105–119. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00336-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00336-X)

45. Khomutinin, Y., Fesenko, S., Levchuk, S., Holiaka, D., Kashparov, V., 2021. Optimising sampling strategies for emergency response: Vegetation sampling. *J. Environ. Radioact.* 233. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106605>

46. Khomutinin, Y.V., Maloshtan, I.M., Protsak, V.F., 2003. Territory contamination

47. Matsala, M., Bilous, A., Myroniuk, V., Holiaka, D., Schepaschenko, D., See, L., Kraxner, F., 2021. The return of nature to the chernobyl exclusion zone: increases in forest cover of 1.5 times since the 1986 disaster. *Forests* 12. <https://doi.org/10.3390/f12081024>

48. Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine, 2006a. SOU 74.14-37-425:2006. The quality of the soil. Methods of soil sampling for radiation control. Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine, Kyiv. (in Ukrainian).

49. Ministry of Health of Ukraine, 2005. Sanitary Standard of Activity Concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Wood and Products of Wood (HNPAR 2005). Ministry of Health of Ukraine, Kyiv (in Ukrainian).

50. Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of Population Protection from the Consequences of Chernobyl Catastrophe, 2008. Temporary regulations on harvesting, quality control and release of forest products obtained during specialized forestry activities in the exclusion zone and unconditional (compulsory) resettlement. 14 p. (in Ukrainian).

51. Momoshima, N., Bondietti, E.A., 1994. The radial distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in trees. *J. Environ. Radioact.* 22, 93–109.

52. Moskalev, Yu. I. (1961). "Biological Effects of Cesium-137". In Lebedinskii, A. V.; Moskalev, Yu. I. (eds.), *Distribution, Biological Effects, and Migration of Radioactive Isotopes*

53. Nobuyoshi; Igarashi, Yoshiaki; Tanoi, Keitaro (2014). "Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan". *Scientific Reports*.

54. Orlov, O., 2009. Regularities of ^{137}Cs radial distribution in trunk wood of the main forest-forming tree species of Ukrainian Polyssya. *For. For. Melior.* 116, 214–220 (in Ukrainian).

55. Pavlotskaya, F.I., 1997. Basic principles of radiochemical analysis of environmental samples and methods for determining strontium radionuclides and transuranium elements. *J. analytical chemistry.* 52(2), 126–143. (in Russian).

56. Penfield S. Towards a systems biology approach to understanding seed dormancy and germination/ S. Penfield, J. King/ *Proc. R. Soc. B.* - 2009. P. 3561-3569.

57. Perevolotskiy, A.H., 2006. Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocoenoses, RNIUP Institute of Radiology, Gomel², Belarus (in Russian).

58. Sanitary standard of activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in wood and products of wood (HNPAR 2005). - Approved by the Ministry of Health of Ukraine of 31.10.2005. - No. 573. - 3 p.

59. Shishkina, E.A., Pryakhin, E.A., Popova, I.Y., Osipov, D.I., Tikhova, Y., Andreyev, S.S., Shaposhnikova, I.A., Egorenchenkov, E.A., Styazhkina, E. V., Deryabina, L. V., Tryapitsina, G.A., Melnikov, V., Rudolfson, G., Teien, H.C., Sneve, M.K., Akleyev, A. V., 2016. Evaluation of distribution coefficients and concentration ratios of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Techa River and the Mas River. *J Environ. Radioact* 158–159: 148–163. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.04.005>

60. Shcheglov, A., 2000. Biogeochemistry of Artificial Radionuclides in Forest Ecosystems. Nauka, Moscow. (in Russian)

61. Soukhova, N. V., Fesenko, S. V., Klein, D., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Badot, P.M., 2003. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 65, 19–28. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00061-9](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00061-9)

62. Sparrow A. H. The effects of external gamma radiation from radioactive fallout on plants with special reference to crop production. *Radiat Bot* 11:85./ A. H. Sparrow, S.S. Schwemmer, P. Bottino.- 1971.- P.118.

63. UNSCEAR, 2008. Sources and effects of ionizing radiation (annex D), New York. <https://www.unscear.org/docs/reports/2008/11-80076-Report-2008-Annex-D.pdf>

64. Yoschenko, V.I., Kashparov, V. A., Melnychuk, M. D., Leychuk, S. E., Bondar, Yu. O., Lazarev, M., Yoschenko, M. I., Farfan, E. B., Jannik, G. T., 2011. Chronic irradiation of Scots pine trees (*Pinus sylvestris*) in the Chernobyl exclusion zone: dosimetry and radiobiological effects. *Health Physics*, 101(4), 393-408. <https://doi.org/10.1097/hp.0b013e3182118094>

65. Yoschenko, V., Ohkubo, T., Kashparov, V., 2018a. Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl. J. For. Res. 23, 3–14. <https://doi.org/10.1080/13416979.2017.1355681>

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

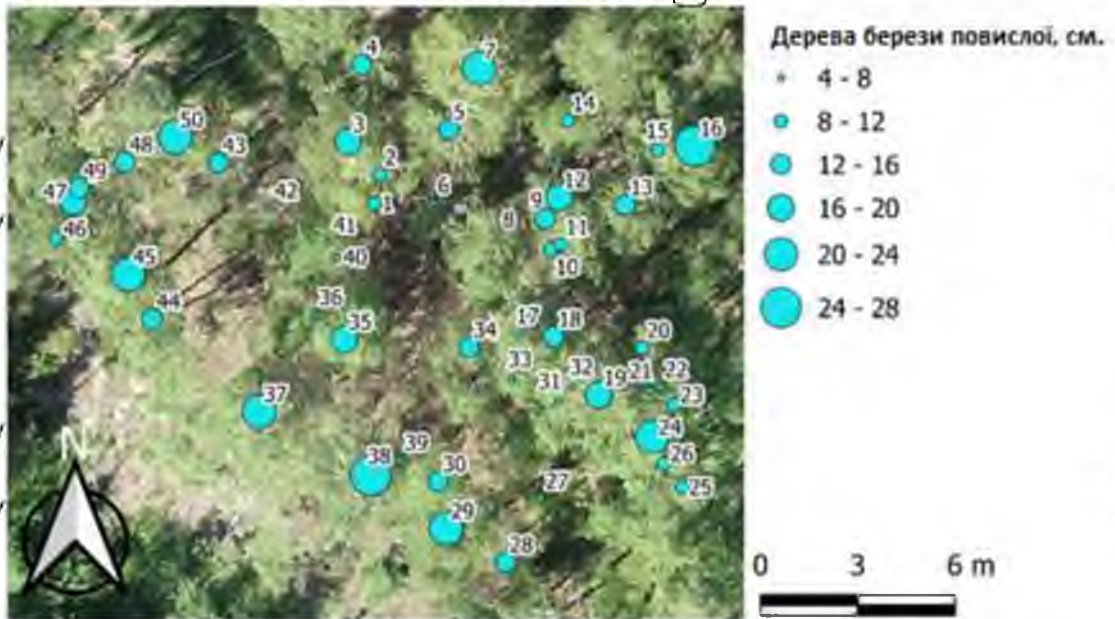
НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Додаткові матеріали

Додаток 1



Просторове розміщення дерев на лісовій ділянці

НУБІП України

Додаток 2

№	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг			Питома активність ^{90}Sr , Бк/кг		
	OW	MW	IW	OW	MW	IW
1	8200	10790	33700	51000	75900	81400
2	6900	8600	29300	48700	73800	148000
3	9580	10900	21970	58000	65600	95300
4	13700	28700	45200	75900	248000	446000
5	12100	19200	49600	52500	76800	364000
6	12200	13100	46300	99000	101000	1190000
7	9470	11000	14100	40300	58600	71200
8	14800	16300	33400	65800	80600	494000
9	15900	17100	27800	65800	97300	110000
10	9800	14200	32050	85300	102000	122000
11	12300	12700	11700	73300	70300	78400
12	20500	19300	27800	70600	85600	105000
13	9700	12900	17900	60500	74800	325000
14	17600	36500	29600	78300	88200	150000
15	14200	17400	19400	60300	84900	82800
16	12500	14100	18600	74200	66000	169000
17	14350	11960	18500	75000	62200	95500
18	18800	18300	26200	51100	70400	128000

19	7600	8600	9900	41600	56300	72100
20	6800	11700	13550	46900	55200	128000
21	14000	19100	18200	43400	61400	153000
22	15700	22900	26700	35900	48000	190000
23	10500	11600	27000	39400	54400	15600
24	14800	15800	16400	56900	60300	60100
25	8100	9200	11800	55700	64500	85300
26	8250	8400	16700	46600	60400	95500
27	6970	9600	12600	89800	82000	103000
28	7800	7900	14100	38700	47600	80300
29	16500	19700	24100	37300	48100	71500
30	15500	21050	32500	45400	54900	77900
31	69300	145700	165600	85000	384000	521000
32	28000	19560	19700	49600	52900	69800
33	7800	10100	11200	73100	73100	77500
34	7700	11100	16300	47900	67900	23900
35	3700	6900	7800	26200	36400	43600
36	22800	21400	33100	115000	43100	68100
37	9600	12800	30800	33700	41900	108000
38	17100	68300	716000	33200	58100	196000
39	14000	12900	14300	31800	47000	64400
40	9900	13500	20800	63200	66900	241000
41	11400	15100	19700	51000	50700	67500
42	8700	10100	11700	66000	93800	101000
43	6600	7100	9200	30400	47500	56800
44	14700	16300	17300	40100	50400	58200
45	13500	13800	15300	41200	41900	49000
46	9500	14200	18970	45700	77900	94700
47	16600	22800	26300	63300	60100	82000
48	13900	16850	16400	48500	67400	74500
49	14400	15800	19400	66200	53000	58100
50	10000	11400	13300	42800	51200	57500

НУБІП України

НУБІП України