

НУБІП України

НУБІП України

НУ

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

06.04 – КМР. 1933 “С” 2020.12.08. 013 ПЗ

НУ

**ЧЕРНЯЄВА ОЛЕКСАНДРА-РАЛЬФА**

**2021 р.**

НУ

НУБІП України

НУБІП України

# НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (ННІ) Захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 504.5:628.4.047:582.475

# ПОГОДЖЕНО ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Декан факультету (Директор ННІ)  
захисту рослин, біотехнологій та екології  
(назва факультету (ННІ))

Завідувач кафедри  
екології агросфери та екологічного контролю  
(назва кафедри)

Коломієць Ю.В. (підпис) (ПІБ)  
“ ” 20 р.  
Наумовська О.І. (підпис) (ПІБ)  
“ ” 20 р.

## МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему Радіальний розподіл цезію-137 та стронцію-90 у стовбурі сосни звичайної

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 В.А.  
(ПІБ)

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

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

(підпис)

Ілленко В.В.  
(ПІБ)

Виконав

(підпис)

Черняєв О.  
(ПІБ студента)

# КИЇВ – 2021

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ  
Факультет (НН) Захисту рослин, біотехнологій та екології

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Завідувач кафедри екології агросфери та  
екологічного контролю

кандидат с-г наук, доцент

Наумовська О.І.

(науковий ступінь, вчене звання) (підпис)

(ПІБ)

20 року

**ЗАВДАННЯ**

**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ СТУДЕНТУ**

**Черняєв Олександр-Ральф**

(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність

101 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 цезію-137 та стронцію-90 у стовбурі сосни звичайної

затверджена наказом ректора НУБіП України від "08" грудня 2020 р. № 1933 "С"

Термін подання завершеної роботи на кафедру

2021.12.08

(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи: літературні дані з теми, таксаційні показники деревостану на експериментальній ділянці, маса зразків деревини після пробовідбору та їх повітряно-суха маса, питома активність зразків деревини та ґрунту.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Шляхи радіального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в стовбурній деревині сосни звичайної.
2. Залежність питомої активності радіонуклідів у шарах деревини від вмісту вологи

Дата видачі завдання "23" листопада 2020 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Ілленко В.В.

(підпис)

(прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

Черняєв О.

(підпис)

(прізвище та ініціали студента)

# НУБІП УКРАЇНИ

## Реферат

Магістерська робота на тему «Радіальний розподіл цезію-137 та стронцію-90 у стовбурі сосни звичайної» написана на 66 сторінках машинописного тексту

і складається із вступу, 3 розділів, висновків, списку використаних джерел у кількості 79 посилань. Робота містить 2 додатки, 3 таблиці, 14 рисунків.

# НУБІП УКРАЇНИ

**Мета дослідження** – вивчити шляхи радіального розподілу радіонуклідів у стовбурі сосни звичайної (*Pinus sylvestris*).

**Об'єкт дослідження** – сосна звичайна, її насадження у Чорнобильській зоні відчуження.

# НУБІП УКРАЇНИ

**Предмет дослідження** – радіальний розподіл радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у деревині.

**Актуальність теми.** В лісах, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, здійснюється заготівля деревини для використання на національному та міжнародному ринках. При цьому, чинні нормативно-правові документи з ведення лісового господарства не враховують радіальний розподіл радіонуклідів у шарах деревного стовбура. Нехтування цими закономірностями може призвести до перевищення допустимих рівнів вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у деревній продукції.

# НУБІП УКРАЇНИ

**В результаті виконаної роботи було:**

- зафіксовано особливості просторового радіаційного забруднення експериментального майданчика;
- визначено розподіл середніх питомих активностей у стовбурній деревині сосни звичайної;
- визначено залежність питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у стовбуровій деревині сосни від діаметра дерева на висоті 1,3 м;
- вивчено залежність питомих активностей  $^{90}\text{Sr}$  у деревині сосни від щільності потіску бета-частинок з поверхні кори стовбура;

# НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

- досліджено радіальний розподіл питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у стовбуровій деревині сосни;
- зроблено висновок щодо радіального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у сосні згідно з

отриманими результатами.

НУБІП УКРАЇНИ

**Ключові слова:** Сосна звичайна, *Pinus sylvestris*, радіальний розподіл,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ .

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

# Зміст

## ВСТУП..... 7

### РОЗДІЛ 1. Огляд літератури..... 9

1. Характеристика досліджуваних радіонуклідів.....	10
2. Опис регіону дослідження.....	17
3. Радіоекологічна характеристика лісових екосистем.....	20
4. Біологічна та радіоекологічна характеристика сосни звичайної. ...	23

### РОЗДІЛ 2. Матеріали та методи дослідження..... 28

1. Визначення об'єкта дослідження та експериментальної ділянки.....	28
2. Матеріально-технічна база дослідження.....	29
3. Польові роботи.....	33
4. Камеральні роботи.....	35
5. Лабораторні роботи.....	36
6. Обробка даних.....	39

### РОЗДІЛ 3. Результати дослідження..... 41

1. Отримані результати та їх обробка.....	41
2. Аналіз результатів.....	47

### ВИСНОВКИ..... 52

### СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ..... 54

### ДОДАТКИ..... 63

НУБІП України

# НУБІП України

Аварія на 4 енергоблоці Чорнобильської атомної електростанції 26 квітня

1986 року призвела до викиду низки штучних радіонуклідів у навколишнє

# НУБІП України

середовище. Встановлено, що загальна активність продуктів розпаду внаслідок аварії становила близько 14 ЕБк [57]. Внаслідок аварії, у середовище потрапили грубодисперсні фрагменти радіоактивного палива з реактора та дрібнодисперсні

частинки, представлені у вигляді аерозолей та благородних газів. Погодні умови

# НУБІП України

в перші дні після аварії характеризувалися частою зміною напрямку вітру, що призвело до утворення 4 слідів радіоактивних випадень – північного, північно-східного, південного та західного – , яким властивий нерівномірний, «плямистий»

характер забруднення радіонуклідами [66]. Більша частина важких радіонуклідів

# НУБІП України

загальною активністю 2 ЕБк [54] (наприклад,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{241,243}\text{Am}$ ,  $^{238,242}\text{Pu}$ ,  $^{241,243}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , тощо), що випали у вигляді твердих частинок палива, осіли здебільшого в 30-км зоні відчуження [62,63]. Радіоактивного забруднення легкими елементами

зазнала територія понад 200 тисяч км<sup>2</sup>. Наприклад, рівні забруднення  $^{137}\text{Cs}$  –

# НУБІП України

одним з найбільш розповсюджених техногенних радіонуклідів і сьогодні – на цій території після аварії становили близько 40 кБк/м<sup>2</sup>. Територія країн, що розташовані в безпосередній близькості від місця аварій, а саме України, Білорусі

та Росії, зазнала найбільшого забруднення радіоактивними елементами, площа

якого становить близько 144 тисяч км<sup>2</sup> [52].

# НУБІП України

Ландшафти, що прилягають до місця аварії, представлені переважно лісовими екосистемами. Тому не дивно, що саме вони зазнали найбільшого

ураження. До того ж, лісові екосистеми мають найбільш тривалий період

# НУБІП України

самоочищення від радіонуклідів серед усіх природних систем, який пов'язаний передусім з фізичним розпадом радіонуклідів [22]. Внаслідок цього, ліса переважно мають вищі рівні забруднення, ніж інші екосистеми, розташовані

неподалік. Відомо, що концентрація радіонуклідів у лісах на 20 – 30% вища ніж на сусідніх сільськогосподарських землях [5]. Довготривала акумуляція та

зберігання радіонуклідів у деревині обмежують її використання в господарських

цлях через невідповідність державним нормам (наприклад, гігієнічний норматив питомої активності радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в деревині і продукції з деревини). В цьому і багатьох інших нормативних документах світу розглядається вміст

радіонуклідів як в необроблених лісоматеріалах (пиловник окорений, пиловник

неокорений, тощо), так і в оброблених (пиломатеріали, брус, тощо). І хоча прийнято оцінювати вміст радіонуклідів в цій одиниці лісоматеріалу, багаточисленні дослідження [51,71,73,72] вказують на нерівномірний

вертикальний та радіальний розподіл радіонуклідів у деревині. У зв'язку з цим,

можна значно спростити та модернізувати процес відбору проб деревини для оцінки вмісту радіонуклідів. Але для цього необхідно глибше дослідити особливості розподілу радіоактивних елементів у стовбурах дерев різних порід.

**Актуальність теми.** В лісах, що зазнали радіоактивного забруднення

внаслідок аварії на ЧАЕС, здійснюється заготівля деревини для використання на національному та міжнародному ринках. При цьому, чинні нормативно-правові документи з ведення лісового господарства не враховують радіальний розподіл

радіонуклідів у шарах деревного стовбура. Нехтування цими закономірностями

може призвести до перевищення допустимих рівнів вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у деревині.

**Мета дослідження** – вивчити шляхи радіального розподілу радіонуклідів у стовбурі сосни звичайної (*Pinus sylvestris*).

**Об'єкт дослідження** – сосна звичайна, її насадження у Чорнобильській

зоні відчуження.

**Предмет дослідження** – радіальний розподіл радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у деревині.



## РОЗДІЛ 1. Огляд літератури

Радіоекологія вивчає вплив іонізуючих випромінювання на організми та їх

угруповання. Об'єктом вивчення радіоекології є шляхи поведінки

радіонуклідів у довкіллі, їх міграція в атмосфері, педосфері, гідросфері та біосфері, а також їх потрапляння через флору та фауну до організму людини. До предметів радіоекології відносять показники, що описують

розповсюдження радіоактивних речовин у навколишньому середовищі, їх міграцію тощо [18]. Суміжними до науки до неї вважаються біофізика та фотобіологія.

Одним з найважливіших понять у радіобіології є «радіоактивність».

Радіоактивність – це штучне або мимовільне перетворення атомних ядер нестійкого ізотопу хімічного елементу основного стану в інший ізотоп цього або іншого елемента, яке супроводжується виділенням енергії шляхом випускання елементарних частинок, гама-квантів та ядер. Радіоактивність не несе негативного ефекту, основним фактором впливу на біологічні системи є доза.

Іншим, немалозначущим поняттям є «радіоактивний розпад», він характеризує час протягом якого частинка, ядро атома розпадається з вірогідністю 50%. Закон радіоактивного розпаду стверджує, що за певний час розпадається така ж сама частина ядер від наявних. Всі вказані вище поняття є базою для розвитку принципів дозиметрії та інших явищ.

Фізичні прояви випромінювання категорично різні. Електромагнітне іонізуюче випромінювання являє собою потік електричних та магнітних коливань. Корпускулярне іонізуюче випромінювання це альфа-частинки, бета-частинки, позитрони, протони, нейтрони, дейтрони, важкі іони та ін. Від характеру випромінювання залежать наслідки, різні випромінювання мають

різний коефіцієнт біологічного впливу: від 1 у гамма та рентгенівського випромінювання до 20 у деяких корпускулярних випромінювань.

## 1. Характеристика досліджуваних радіонуклідів

### 1.1. Стисла фізична характеристика $^{137}\text{Cs}$

$^{137}\text{Cs}$  (Цезій-137) є радіоактивним ізотопом хімічного елемента цезію і має атомний номер 55 і масове число 137. Утворюється здебільшого у процесі поділу

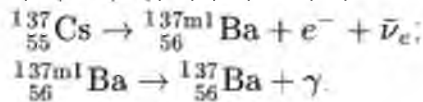
ядер атомів у ядерних реакторах і при використанні ядерної зброї. Цезій виступає

хімічним аналогом калію і накопичується здебільшого у м'язах та клітинах печінки. Активність одного грама цього нукліду становить приблизно 3,2 ТБк.

Цезій-137 зазнає бета-розпад в результаті якого спершу утворюється ізотоп

$^{137\text{m}}\text{Ba}$  (період напіврозпаду 2,552 хв), який перетворюється в стабільний ізотоп

барію  $^{137}\text{Ba}$  [60]:



Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рослинами в залежності від властивостей ґрунтів змінюється в середньому в 20-30 разів, а в залежності від біологічних

особливостей рослин – до 10 разів. Видові відмінності в поглинанні  $^{137}\text{Cs}$

рослинами не перевищують 1,5-2 рази [41].

Надходження  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в рослини в середньому в 5-10 разів менше, ніж  $^{90}\text{Sr}$ , проте для окремих районів зі своєрідними ґрунтово-кліматичними умовами

коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  досягають таких високих значень, як 4,5 [41]. До

таких територій можна віднести території Українського і Білоруського Полісся,

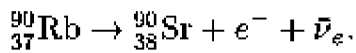
на яких здебільшого поширені дерново-підзолисті і торф'яні суцільні та піщані ґрунти, що є переважно кислими.

## 1.2. Стисла фізична характеристика $^{90}\text{Sr}$

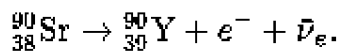
$^{90}\text{Sr}$  (Стронцій-90) є радіоактивним ізотопом хімічного елемента стронцію і має атомний номер 38 і масове число 90. Потрапляє в навколишнє середовище

переважно внаслідок ядерних вибухів та аварій на АЕС. Стронцій є хімічним аналогом кальцію, а отже міцно накопичується у кістках. Активність одного грама цього нукліда становить приблизно 5,4 ТБк.

$^{90}\text{Sr}$  є дочірнім продуктом  $\beta^-$ -розпаду нукліда  $^{90}\text{Rb}$  (період напіврозпаду становить 158 с) і його ядерних ізомерів [1]:



Зі свого боку,  $^{90}\text{Sr}$  зазнає  $\beta^-$ -розпаду, переходячи в радіоактивний ітрій  $^{90}\text{Y}$  (ймовірність 100 %, енергія розпаду 545,9 кеВ):



Нуклід  $^{90}\text{Y}$  також радіоактивний, має період напіврозпаду 64 години й в процесі  $\beta^-$ -розпаду з енергією 2,28 МеВ перетворюється в стабільний  $^{90}\text{Zr}$  [1].

## 1.3. Загальні закономірності міграції радіонуклідів в ґрунті

Міграція радіонуклідів в ґрунті – це сукупність процесів, що ведуть до переміщення нуклідів у ґрунті і призводять до перерозподілу їх вглиб і в горизонтальному напрямку. Саме через це існують два основних види міграції – вертикальна і горизонтальна.

Причини, що призводять до вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті є дуже різноманітними. Прикладами цих причин є проникнення атмосферних опадів вглиб ґрунту, перенос по кореневищам рослин, лесиваж та, навіть,

діяльність тварин та людини [36]. Зрозуміло, що через різноманітність причин, їх інтенсивність є також різною, що і пояснює різницю у розподілі радіонуклідів у вертикальному напрямку.

Головними причинами горизонтальної міграції радіонуклідів здебільшого є їх змив опадами з поверхні рослин або ґрунту та перенесення вітром. Відповідно до цього, поширення радіонуклідів у горизонтальному напрямку обумовлено в основному погодними умовами місцевості, а також її фізико-географічними особливостями.

Вченими виділені дві головні групи чинників, які призводять до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів з часом. До першої групи відноситься так зване «старіння» радіонуклідів. Його суть полягає у тому, що з часом такі явища, як дифузія радіоактивних речовин у кристалічну структуру деяких мінералів, об'єднання у різноманітні комплексні сполуки, а також агрегування частинок у більш за розмірами, призводять до зменшення їх рухливості у ґрунті [38].

Через вплив другої групи чинників рухливість радіонуклідів, а також їх біологічна доступність, з іншої сторони, можуть зростати. Так, великі частинки з часом в ґрунті через дію таких факторів, як вода, кисень, діяльність мікрофлори тощо, можуть руйнуватися, що призводить до їх поділу на дрібніші частинки.

Внаслідок цього, радіоактивні елементи, які були в їх структурі, переходять із важкодоступних форм до більш доступних для рослин, які в свою чергу мають вищу розчинну здатність у ґрунтовому розчині, а, відповідно, й швидше та у більших об'ємах потрапляють у рослини [11].

Спостерігається також, що в процесі вирощування рослин в умовах водяної культури вміст в них радіонуклідів є набагато вищим, ніж при вирощуванні на ґрунтах за такою самою щільністю забруднення радіонуклідами [38]. Причиною даного явища виступає здатність твердої фази ґрунту поглинати і утримувати

радіоактивні елементи. Але пілком очевидно, що ця характеристика у різноманітних типів ґрунтів є вираженою по-різному. Важливу роль відіграє механічний та мінералогічний складу ґрунту. Саме це є одним з головних

чинників, які пливають на міграцію радіонуклідів в ґрунті та, відповідно, на їх подальший перехід у рослини.

Також, дрібні глинисті і мулові фракції ґрунту мають у своєму складі набагато більший вміст мінералів монтморилонтової групи, гідрослод та слоуд, які мають високу вбирну здатність. З іншого боку, основними мінералами у

складі фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, які мають дуже низьку сорощинну здатність [14].

Дрібнопилуваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів мають у своєму складі також і найвищий вміст органічних речовин, які так само

мають значний вплив на міграцію радіонуклідів. Із підвищенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів стає меншим. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати

радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене [40].

Реакція ґрунтового розчину має різний вплив на рухливість радіонуклідів. Для переважної більшості з них, враховуючи також  $^{137}\text{Cs}$ , при збільшенні кислотності збільшується інтенсивність надходження в рослини, що, відповідно, викликано зниженням міцності закріплення в ґрунті [14].

Вміст обмінного кальцію в ґрунті також має значний вплив на міграцію і доступність радіонуклідів, що характеризує їхню «карбонатність». В багатьох ґрунтах – переважно недостатньо зволжених територій – вміст карбонатів досить значний.

#### 1.4. Поведінка $^{137}\text{Cs}$ у ґрунті

Однією з важливих особливостей поведінки ізотопів  $\text{Cs}$  є їх здатність до необмінної фіксації твердою фазою ґрунту. Це обумовлено взаємодією позитивно

заряджених іонів  $\text{Cs}$  та кристалічних ґраток певних глинистих мінералів. Також

важливу роль у фіксації іонів ґрунтом відіграють такі параметри, як мінералогічний та хімічний склад ґрунту, особливості будови глинистих мінералів, їх розміри та форма, а також частка вмісту у ґрунтах [34]. Міцно

фіксовані іони радіоізотопів  $\text{Cs}$  значно меншою мірою переходять у ґрунтовий

розчин, а, отже, меншою мірою доступні рослинам. Поєднання процесів, що призводять до цього, називають «старінням радіонукліду».

Мінералогічний склад ґрунту має важливий вплив на фіксацію радіоцезію

ґрунтом. Так, фіксація у ґрунтах з мінералами монтморилонітової групи (асканіт,

бентоніт, гумбріт), слюдах (біотит, віфаніт, мусковіт, флогопіт), гідрослюдах

(вермікуліт, гідрофлогопіт), каолініті досягає значень у 98-99%. Деякі мінерали є

виключенням з цієї тенденції (дамуріт, гідрогетит) і фіксація складає близько 70

– 85% [41].

Властивості ґрунту також вмають великий вплив на форму перебування

$^{137}\text{Cs}$ . Зазвичай, на всіх типах ґрунтів вміст обмінного радіоцезію вищий за

частку необмінного (кислоторозчинного). Так, на червоноземах і

середньосуглинкових та супіщаних дерново-підзолистих ґрунтах в обмінній

формі знаходиться більше 20% радіонукліду. ). У легких за гранулометричним

складом ґрунтах, що мають високу гідролітичну кислотність та малий ступінь

насиченості основами вміст доступного рослинам  $^{137}\text{Cs}$  може сягати 35-40% [41].

Роль органічної речовини в сорбції радіоізотопів  $\text{Cs}$  твердою фазою ґрунтів

невелика. Закріплення  $^{137}\text{Cs}$  в органогенних ґрунтах, як правило, незначне.

Виняток становлять торф'яні та болотні ґрунти (як, наприклад, на територіях, що

зазнали ураження внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС), де висока рухливість

радіоцезію у системі ґрунт – рослина пов'язується з наявністю у ґрунтах великої кількості органічних сполук, що містять  $^{137}\text{Cs}$  [37].

### 1.5. Поведінка $^{90}\text{Sr}$ у ґрунті

Закріплення та розподіл  $^{90}\text{Sr}$  у компонентах ґрунту в основному визначаються закономірностями поведінки ізотопного носія – стабільного Sr, а також хімічного аналога – стабільного Ca.

Ступінь окислення Sr у будь-яких природних середовищах +2. Властивості ґрунту за значущістю незалежного впливу на коефіцієнт переходу  $^{90}\text{Sr}$  розташовуються наступним чином: вологість > вміст обмінних Ca і Mg > ємність обміну > вміст органічної речовини > pH [34].

Глинистою фракцією ґрунтів може бути сорбовано до 99%  $^{90}\text{Sr}$ . Переважно  $^{90}\text{Sr}$  сорбується такими мінералами, як асканіт, бентоніт, вермікуліт, флогопіт і гумбрін, значно меншою мірою – гідромусковітом і гідротетитом [30].

На відміну від  $^{137}\text{Cs}$ , на поведінку  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті значно впливає органічна речовина. Розподіл та рухливість  $^{90}\text{Sr}$  значною мірою визначаються кількістю та якісним складом гумусу. Переважно  $^{90}\text{Sr}$  зв'язується фульвокислотами [30]. У вилуженому чорноземі та дерново-підзолистому ґрунті з гумусом зв'язується відповідно 38 і 36 % Sr. Розподіл його між гуміновою кислотою, фульвокислотою та гуматами становить 3, 62 та 35 % для вилуженого чорнозему та 3, 69 та 28 % для дерново-підзолистого ґрунту, відповідно.  $^{90}\text{Sr}$  присутній у ґрунтах в основному не у вигляді індивідуальних сполук з органічними речовинами неспецифічної природи та власне гумусовими кислотами, а у формі складних комплексів, до складу яких входять також Ca, Fe та Al. Залежно від цього, в розчинному чи нерозчинному стані вони перебувають у ґрунті, зростає чи зменшується частка  $^{90}\text{Sr}$  у рухомому стані.

Зниження частки іонобмінно пов'язаних форм  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах з часом відбувається досить повільно [28]. Вапнування кислих ґрунтів та внесення фосфатів калію підвищує міцність закріплення  $^{90}\text{Sr}$  ґрунтами та сприяє переведенню радіонукліду з водорозчинної та обмінної форм у необмінну [30].

### 1.6. Надходження радіонуклідів в рослини

Радіоактивні речовини мають два основних шляхи надходження до рослин:

- 1) некореневе (або аеральне) надходження – внаслідок безпосереднього забруднення надземних органів радіонуклідами, що випадають з повітря, з подальшим їх поглинанням тканинами вегетативних та репродуктивних органів;
- 2) кореневе шляхом всмоктування радіоактивних частинок кореневою системою з ґрунту. Важливо розрізнити ці два шляхи забруднення рослин радіонуклідами, так як потрапляння радіоактивних речовин в рослини аеральним шляхом можливе в основному лише в період безпосереднього випадання частинок, у той час як поглинання їх кореневою системою може відбуватися протягом десятиліть [17].

Також було відмічено, що  $^{90}\text{Sr}$  поводить себе схоже до кальцію, а  $^{137}\text{Cs}$  – до калію. Таким чином, максимальна концентрація  $^{90}\text{Sr}$  завжди найвища у тих видів рослин, які є багатими на кальцій – у відомих кальцефілів рослин з родини бобових, деяких видів родин розоцвітих та жовтецевих, а найбільша кількість  $^{137}\text{Cs}$ , відповідно, в рослинах багатих на калій – калієфілів, як то кукурудзи, картоплі, вівсу, буряків, льону, капусти, соняшнику та інших [38].

Це, однак, є цілком закономірним явищем, так як стронцій знаходиться у тій самій другій головній підгрупі елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, як і кальцій, а цезій – у першій головній підгрупі з калієм. Поділ на групи ж викликаний подібністю хімічної будови елементів, що знаходяться у цих



групах. Саме це є причиною чому стронцій має такі саме властивості як і кальцій, а цезій, відповідно, є аналогічним до калію.

## 2. Опис регіону дослідження.

Аварія на 4 енергоблоці Чорнобильської атомної електростанції 26 квітня 1986 року призвела до викиду низки штучних радіонуклідів у навколишнє середовище. Встановлено, що загальна активність продуктів розпаду внаслідок аварії становила близько 14 ЕБк [57]. Внаслідок аварії, у середовище потрапили

грубодисперсні фрагменти радіоактивного палива з реактора та дрібнодисперсні частинки, представлені у вигляді аерозолей та благородних газів. Більшість важких радіонуклідів загальною активністю 2 ЕБк [63,62] (наприклад,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{241,243}\text{Am}$ ,  $^{238,242}\text{Pu}$ ,  $^{241,243}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , тощо), що випали у вигляді твердих частинок

палива, осіли в 30-км зоні відчуження. Радіоактивного забруднення леткими елементами, зазнала територія понад 200 тисяч км<sup>2</sup>. Наприклад, рівні забруднення  $^{137}\text{Cs}$  одним з найбільш розповсюджених техногенних радіонуклідів і сьогодні – на цій території після аварії становили близько 40

кБк/м<sup>2</sup>. Територія країн, що розташовані в безпосередній близькості від місця аварій, а саме України, Білорусі та Росії, зазнала найбільшого забруднення, площа якого становить близько 144 тисяч км<sup>2</sup> [52].

Серед чинників, які вплинули на радіаційну ситуацію внаслідок аварії на

Чорнобильській АЕС, вчені виділяють наступні:

- тривалий час викиду радіоактивних речовин з активної зони реактора внаслідок його горіння, що склав близько 2 тижнів;
- мінливість погодних умов на протязі всього терміну радіоактивних

випадінь – зміни напрямку руху та температури повітряних мас, наявність циклонів та фронтальних переходів (місце стику повітряних мас з різною температурою, і, відповідно, щільністю);

• вивільнення радіонуклідів у вигляді частинок різної дисперсності: так звані паливні або «гарячі» частинки, що були представлені частинками оплавленої або окисленої урано-графітної суміші; продукти конденсації

легких летких радіонуклідів на різних носіях; газова та аерозольна складові

випадінь, що пов'язані з вивільненням радіонуклідів деяких лужних металів, галогенів та інертних газів;

• розподіл спектрального складу та форм випадінь радіоактивних речовин,

пов'язаний із збільшенням відстані від зруйнованого реактора, що напряму

впливає на зменшення кількості грубодисперсних частинок, а також частки тупоплавких радіоізотопів, але призводить до збільшення маси легких радіонуклідів;

• вплив підняття рельєфу земної поверхні – при проходженні радіоактивних

хмар на незначній висоті на височинах можна відмітити більші об'єми відкладень;

• тип рослинності, а також її висота над поверхнею, що впливає на висні рівні

перехвату радіоактивних речовин;

• явище термодифузії, що призводить до переважного осідання аерозолей над більш вологими та прохолодними ландшафтами (близькість водних об'єктів, лісів) [21,27,32].

Наведені вище фактори призвели до виникнення двох яскраво виражених

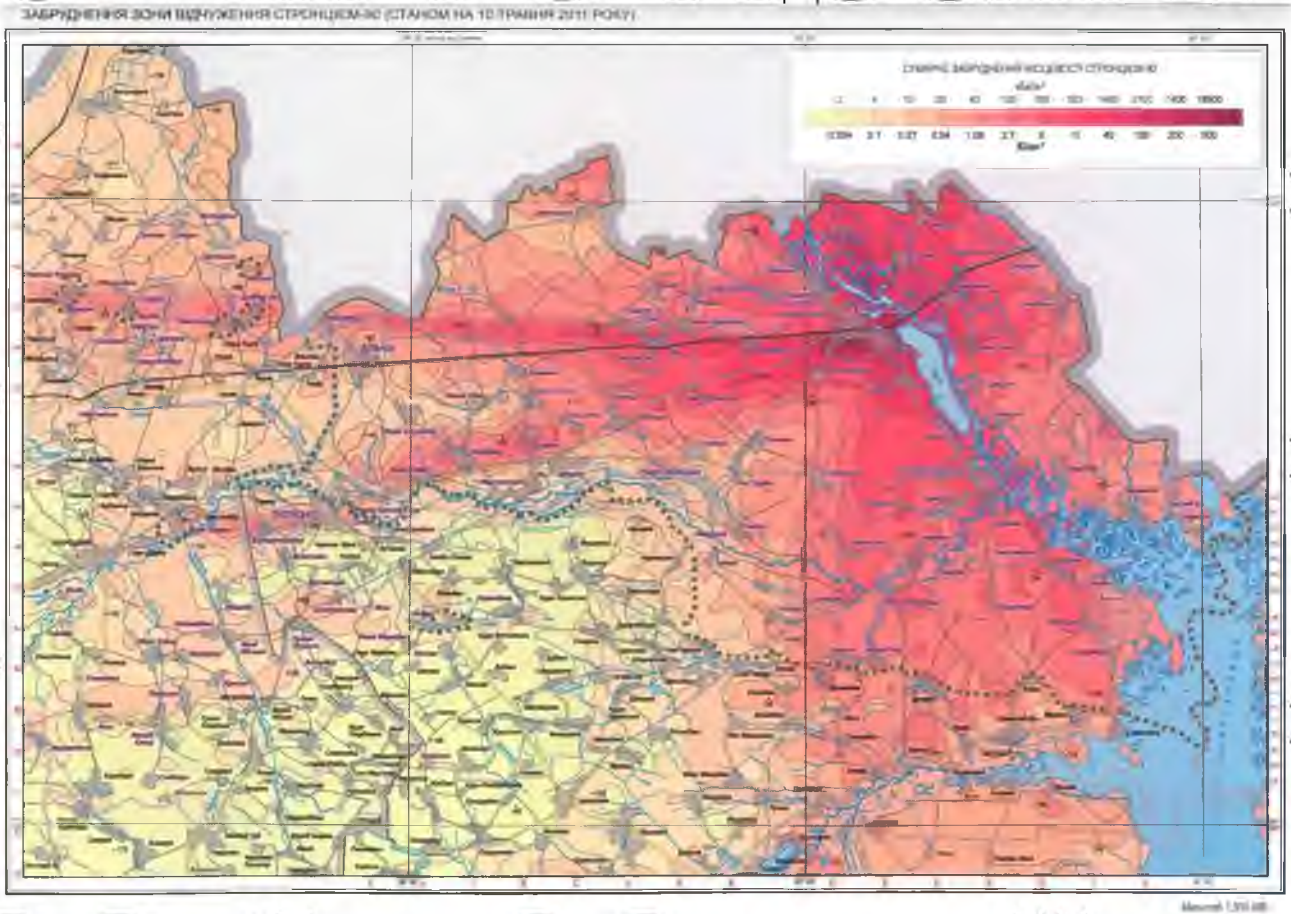
слідів випадінь радіоактивних речовин – західного та північно-східного. Так, безпосередньо одразу після аварії утворився західний слід, поява якого характеризується слабким та рівномірним розсіюванням дощів, струменевим

пересуванням повітряних мас та високою хмарністю. В основі формування

північно-східного сліду лежать такі чинники, як переважання дощів, турбулентний рух повітряних мас та низьке проходження хмар, що були відмічені в наступні декілька днів після аварії [16]. Окрім цього, також виділяють

# НУБІП України

північний та південний сліди випадінь, що утворилися на протязі наступних тижнів, які, проте, менш виражені (Рис. 11).



# НУБІП України

Рисунок 1.1. Карта забруднення зони відлуження  $^{90}\text{Sr}$

Внаслідок аварії до зони радіоактивного забруднення потрапили лісові

масиви Полісся України. На цих землях переважають оторфовані, торф'яні та дерново-підзолисті ґрунти різної зволоженості [Ошибки. Неточный ссылок не найден]. Поліські ґрунти переважно мають високу кислотність (рН до 3,2),

відзначаються малим вмістом гумусу, дрібнодисперсних частинок, обмінних

катионів та глинистий мінералів. За таких умов значно підвищується міграційна здатність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , що призводить до зростання ймовірності їх находження до різних компонентів лісових екосистем. У ході дослідження перерозподілу

радіонуклідів у ґрунтах Полісся різних типів лісорослинних систем було встановлено наступне: у соснових насадженнях на бідних піщаних ґрунтах на протязі значного періоду часу (12 – 16 років) основна маса радіонуклідів зберігалась у лісовій підстилці. В ході її мінералізації, яка може тривати до 12 років, радіоактивні частинки надходили до мінеральної частини ґрунту [13].

### 3. Радіоекологічна характеристика лісових екосистем

Загалом, за 10 років після аварії вченими було віднесено 25,36 млн. км<sup>2</sup> лісів до різних зон забруднення радіонуклідами. На той період ця територія складала більше половини загальної площі забруднення. Станом на 1993 рік більше ніж на 1 млн. га лісів на території України була зареєстрована щільність забруднення <sup>137</sup>Cs вища за 37 кБк/м<sup>2</sup> [15,33].

На лісові масиви, що зазнали ураження внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС випало більше радіонуклідів, ніж на незалісені території. Щонайменше на 30% більше радіонуклідів випало на ліси, а деякі вчені повідомляють про значно вищі значення [3,19,6]. Відомо, що у більшості випадків лісисті території мають вищі рівні забруднення, ніж розташовані поруч безлісі ділянки. До того ж, ліси мають найбільш тривалий період самоочищення від радіонуклідів серед усіх природних екосистем [26]. У дерев'янистих угрупованнях рослин формуються значні обсяги компонентів біомаси, де може акумулюватися помітна частина від валової активності біологічно мобільних радіонуклідів. З цими факторами пов'язано те, що ліси значно краще забезпечують бар'єрну функцію з непошкодження штучних радіонуклідів у порівнянні з нелісовими ландшафтами (<sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr) [46]. Поєднання цих, а також наведених у попередньому підрозділі, чинників призводить до унікальної, але катастрофічної радіоекологічної ситуації. У наш час найбільша сумарна активність як <sup>137</sup>Cs, так і <sup>90</sup>Sr спостерігається у верхньому 10-см шарі гумусово-

елювіального горизонту ґрунту у всіх типах лісорослинних умов [8]. Оскільки основна маса коренів лісових рослин та міцелію грибів розташована у верхніх шарах ґрунту, забезпечуються сприятливі умови для біологічного кругообігу

зазначених радіонуклідів в лісових екосистемах. Відомо також, що процес

міграції  $^{90}\text{Sr}$  протікає набагато активніше, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Це пов'язано з тим що радіоцезій представлений переважно у дискретній формі і мігрує здебільшого разом з переміщенням часточок ґрунту. Радіоактивний стронцій, в свою чергу

знаходиться у водорозчинній формі і мігрує з ґрунтовою вологою [29].

Запальна лісистість територій, що зазнала радіаційного ураження, невпинно росте. У 1986 році лісистість території Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) становила близько 40%. За 30 років після катастрофи цей

показник зріс майже у 1,5 рази і у 2020 році становив більше 60% (Рис. 1.2).

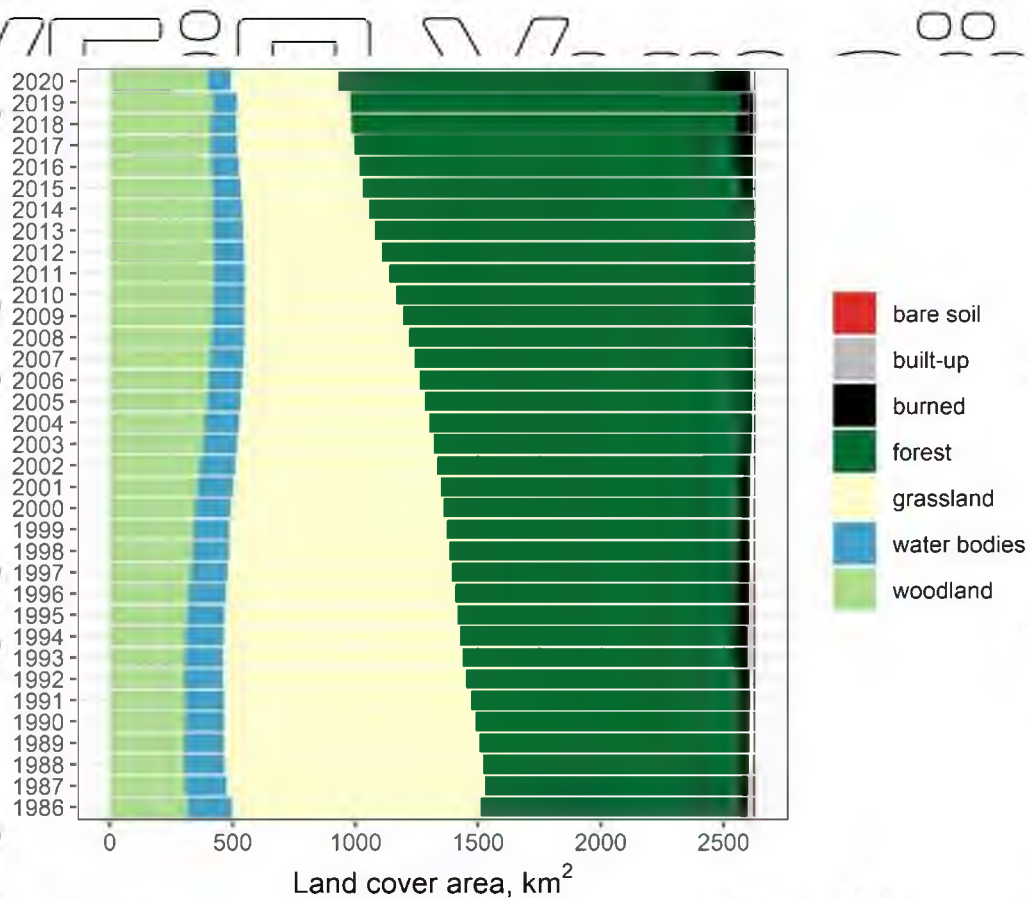


Рисунок 1.2. Динаміка ґрунтового покриття ЧЗВ (1986–2020) [69].

На найменш радіаційно забруднених територіях лісових угідь сучасної зони відчуження і прилеглих до неї лісових ділянках здійснюється заготівля деревини. Отримана продукція далі використовується на регіональному рівні,

тобто на місцевих господарствах та підприємствах, а також у

внутрішньодержавній та міжнародній торгівлі [67]. У державах, що безпосередньо прилягають до зони аварії, а саме України, Білорусі і Російській Федерації, допустимі рівні  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревині регламентуються затвердженими

національними гігієнічним нормативами. Однак, згідно останніх моніторингових

досліджень, навіть на ділянках з відносно низькими рівнями радіаційного забруднення існує можливість отримання забрудненої деревної продукції, що не відповідає згаданим вище нормам [67].

Відмічено, що навіть в однорідних деревостанах забруднення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$

дуже мінливе. Це, а також нерівномірний розподіл радіонуклідів у стовбурі призводить до збільшення ризику потрапляння в обіг непридатної до господарського використання деревної продукції [76,46,56,55]. Майже вся площа

розглянутих заліснених територій (86,7%) знаходиться під охороною. Це

повинно було сприяти зменшенню кількості рубок. Тим не менш, через різке зростання площ постраждалих внаслідок численних пожеж лісів та повсюдне всихання дерев внаслідок активності фітошкідників масштаби заготівлі деревини тільки зростає [69,48].

У порівнянні з безлісими територіями, ліси значно краще забезпечують

бар'єрну функцію з непоширення техногенних радіонуклідів. Зрозуміло, що в останніх формуються значні об'єми біомаси, які можуть акумулювати велику частину від валової активності біологічно мобільних радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ )

[46]. Відомо, що деревні стовбури сосни звичайної та лісова підстилка в умовах

найпоширеніших бідних дерново-підзолистих ґрунтів регіону можуть деіонувати до половини активності  $^{90}\text{Sr}$ , а обсяги  $^{137}\text{Cs}$  у підстилці досягають 40%

[79,7]. З збільшенням родючості ґрунтів, його мінеральна частина стає основним джерелом (понад 90%) для щойно перелічених радіонуклідів [31,7].

#### 4. Біологічна та радіоекологічна характеристика сосни звичайної.

Сосна звичайна (*Pinus sylvestris*) – дерево родини соснових (Pinaceae), класу хвойні (Pinopsida). Має великий ареал зростання, який займає значні площі у Євразії. Цей вид поширений у всій лісовій зоні материка широкою смугою в

1,5-2 тисячі кілометрів. В європейській частині континенту північна межа ареалу

проходить по 67° п. ш., а південна – по 50° п. ш. Сосна звичайна поширена майже по всій Європі, дещо менше на території середземноморських країн. Угрупування сосни утворюють ліси-бори, переважно на щербистих і щипаних ґрунтах. Цей

вид відзначається широкою екологічною валентністю і здатна зростати як на

надмірно зволжених (болота), так надзвичайно сухих субстратах з різноманітними фізико-хімічними властивостями [2].

Сосна звичайна здатна переносити як суворі кліматичні умови півночі, так і жаркий клімат степів. Цей вид першим з'являється на територіях вирубок і

характеризується світлолюбністю, невимогливістю до ґрунтових умов і ґрунтової вологи. Коренева система даного виду відзначається великою пластичністю. Так,

на болотистих територіях коріння сосни знаходиться біля самої поверхні, і здається ніби дерево сидить на купині. Таким чином дерево пристосовується до

надмірної кількості вологи. На сухих і бідних ґрунтах коренева система дерев цього виду може розростатись в радіусі до 15-20 м та на глибину до 30-40 м. За

таких умов живлення відбувається за рахунок роси і конденсованої вологи [4,44].

На пухких і багатих ґрунтах стрижневий корінь сосни може діставати глибини

60-ти та більше метрів. В природі ці рослини можуть формувати перше насіння у

віці 6–10 років, хоча здебільшого це відбувається в 30–40 років [20].

Сьогодні сосна належить до референтних організмів, що є невід'ємними для забезпечення бази наукових досліджень у сфері радіаційної охорони навколишнього середовища [58]. Сосна посідає важливе місце в радіоекології і є

обов'язковою в сучасних методиках радіоекологічного моніторингу поблизу радіаційно небезпечних об'єктів (насамперед АЕС) [23].

Після аварії було відмічено, що в зоні поблизу Чорнобильської АЕС в першу чергу загинули соснові дерева. Порівняно з іншими видами, сосна відрізняється меншою резистентністю – стійкістю до впливу іонізуючого

випроміювання. Таким чином, загибель сосни відбувається за доп. доз опромінення від 10 до 60 Гр (Таблиця 1.1) [35,42,43]. У молодих дерев ця стійкість ще нижча. Вченими зафіксована їх повна загибель за максимальної

потужності експозиційної дози 0,1 - 0,5 Р/ч (розрахована поглинута доза 10 – 20 Гр.). На цій же ділянці зареєстровано часткове омертвіння молодих пагонів

дорослих дерев. На думку вчених, існує зв'язок між радіальним приростом сосни та поглинутою дозою. Це було зафіксовано в ході модельних експериментів за

доз 1 – 5 рентген/день, а найбільший приріст помітний у комлевій частині – частині стовбура дерева безпосередньо над коренем і кореневищем. До того ж вплив радіації був менш помітний за більших розмірів крони [77].



# НУБІП України

Зони радіаційного ураження соснових лісів внаслідок аварії на ЧАЕС. [24]

Таблиця 1.1.

Зони ураження	Поглинута доза, Гр	Характеристика пошкодження
Летальне ураження (повна загибель)	> 60	Відбулася загибель соснових лісів у двох масивах: перший уздовж західного сліду на відстані близько 5 км "Рудий ліс", та в 7-8 км на північ від ЧАЕС. Нині тут формуються м'яколистяні насадження.
Сильне ураження	10-60	Масова загибель та пошкодження дерев спостерігались при дозі 10-15 Гр (90-95 % дерев), з яких у перші роки загинуло 25-40 %. В подальшому тут відбувалися два процеси: пострадіаційного відновлення і розпаду. Після істотного зменшення радіаційного впливу життєздатність цих насаджень визначалася лісівничими факторами - розвитком вогнищ шкідників і хвороб. Нині в них спостерігається погіршення стану сосни, про що свідчить збільшення величини індексу санітарного стану.
Середнє ураження	6-10	В період гострого опромінення тут спостерігалось пригнічення ростових процесів, загибель окремих дерев та ушкодження крон у хвойних від 30 до 90 %, морфози. Період відновлення нормального стану тривав 2-3 роки. Насадження частково постраждали від шкідників, що розмножилися на прилеглих ділянках сильного ураження. Нині життєздатність насаджень
Слабке ураження	0,6-5	Значних відхилень у розвитку насаджень у цій зоні не було. Спостерігалось пригнічення росту та репродуктивної здатності, радіоморфози хвої та пагонів, підвищилась частота мутацій та хромосомних аберацій. Процес відновлення до нормального стану тут зайняв понад рік.
Непомітне ураження (без зовнішніх ознак)	0,1-0,5	Візуальних ефектів пошкодження у дерев не спостерігалось. В окремих випадках спостерігалася пригнічення ростових процесів квітіння та стимуляція росту.

В ході іншого дослідження навесні було опромінено сіяні сосни за дози гамма-випромінювання 0,01P/г. Вчені вважають, що це призвело до стимуляції активності камбію та прискорення росту ксилеми та флоєми у порівнянні з

контрольними зразками за дози 30 мкP/г. Під час цього експерименту також було

помічено спад інтенсивності вертикального росту дослідних рослин. Автори цього дослідження вважають, що наведені дози іонізуючої радіації пригнічують в рослинах синтез гетероауксинів. Ці сполуки визначають швидкість росту

дерева у висоту, що призводить до збільшеного утворення цитокінінів або

гіберелінів, що регулюють приріст за товщиною стовбура [50].

У надземній біомасі сосни звичайної, як правило, найбільша частка активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  локалізується у деревині стовбура. Лише у молодих чи

тонкомірних дерев спостерігається вищий вміст активності зазначених

радіонуклідів у корі стовбура, що викликано помітно вищими значеннями у структурі біомаси деревного стовбура анатомічних елементів кори на ранньому

етапі розвитку дерев, які характеризуються більшими значеннями щитових активностей як для  $^{137}\text{Cs}$ , так і  $^{90}\text{Sr}$  у порівнянні з деревиною [31,7,45].

Сезонна динаміка накопичення радіонуклідів у сосні відзначається здебільшого однонапрямленою зміною  $^{137}\text{Cs}$  в бік зменшення від весни до осені.

Найбільш виразно це помітно у молодих дерев, а у повновікових дерев це проявляється дещо більш згладжено. На думку вчених, останнє викликано

різницею у динаміці інтенсивності процесів росту та поглинання хімічних елементів у молодих і дорослих рослин. Максимальні значення наведених

відмінностей відзначаються на початку вегетації, після чого повільно нівелюються. З цих закономірностей сезонної динаміки можна зробити висновок,

що інтенсивність біогеохімічних процесів, які визначають поведінку радіонуклідів в системі «грунт-рослина», є нестабільною та змінюється у річному

циклі. Найвища інтенсивність цих процесів відмічається навесні, а до осені вона спадає [46].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## РОЗДІЛ 2. Матеріали та методи дослідження

### 1. Визначення об'єкта дослідження та експериментальної ділянки

На вибір сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*) об'єктом дослідження вплинули 2 фактори. По-перше, сосна звичайна є одним найбільш розповсюджених деревних видів Європі, а також виступає едифікатором у багатьох екосистемах. По-друге, хвойні рослини мають найбільшу радіочутливість серед деревних видів. Так, для сосни чорної летальна доза іонізуючого випромінювання складає 10–60 Гр (Таблиця 1.1).

Головним критерієм пошуку місця проведення експерименту була наявність значних показників рівнів забруднення, що дозволило би більш наочно та точно відобразити отримані результати. Таке місце було знайдено в 4.5 км біля осі західного сліду радіоактивних випадів Чорнобильської АЕС за так званим «Рудим лісом» (Рис. 2.1). У листопаді 2020 року було закладено експериментальний майданчик розмірами 30x30 м (згідно вимог СОУ 02.02-37-476:2006 [COY 02.02-37]). Експериментальна ділянка має наступні координати: 51°23'03.9"N 30°01'58.6"E (встановлено за допомогою GPS-приймача Dakota 10).

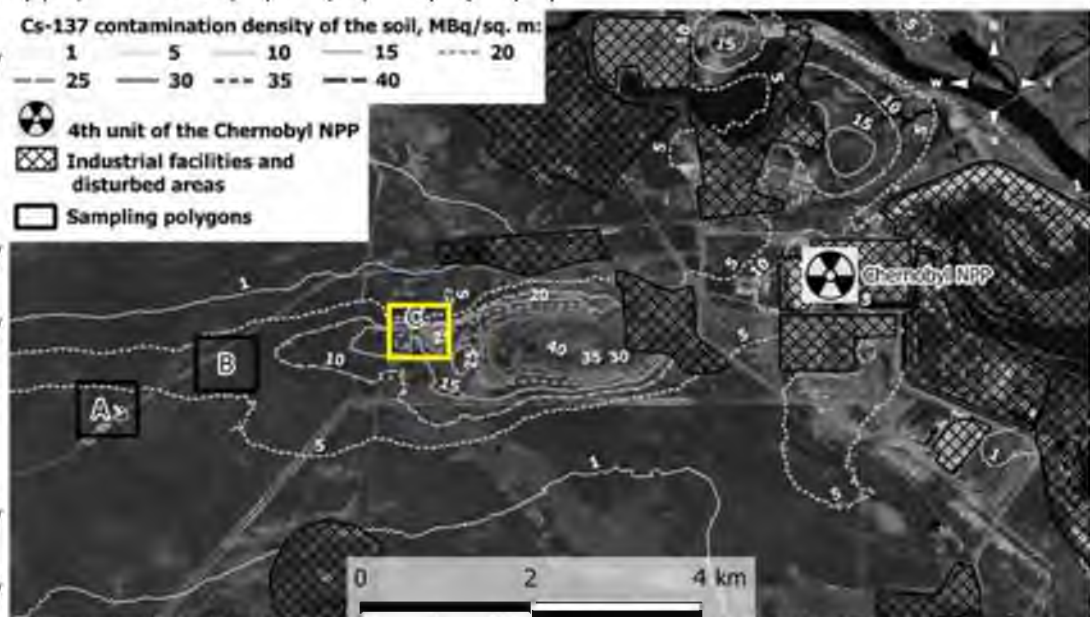


Рисунок 2.1 Розташування експериментальної ділянки (полігон С)

## 2. Матеріально-технічна база дослідження

Радіометр-дозиметр гамма-бета-випромінювання РКС-01 "СТОРА-ТУ" (ECOTEST, Україна) використовується для вимірювання потужності амбієнтного

еквівалента дози гамма- і рентгенівського випромінювання (наприклад, для оцінки однорідності радіоактивного забруднення), а також щільності потоку бета-частинок з поверхні кори (для експрес-оцінки поглинутої дози)..

Принцип роботи пов'язаний з наявністю детектора на основі 4 лічильників Гейгера-Мюллера СБМ-20-1, який реєструє енергію імпульсів квантів і перетворює випромінювання на послідовність імпульсів напруги, кількість яких за одиницю часу пропорційна інтенсивності випромінювання, що реєструється.

Віковий (приростний) бурав (Haglof, Швеція) — це класичний інструмент для оцінки віку, приросту та стійкості дерев. Бурави виготовляються з високоякісної сталі з тефлоновим покриттям бурової головки. В залежності від моделі можуть різнитись за діаметром, довжиною та видом нарізи буравів. Для різних типів деревини використовуються різні бури: так, для звичайної деревини використовуються бурави з тризахідною нарізю, тоді як для твердої деревини (такої як бук, дуб) застосовуються бури з двозахідною нарізю (Рис. 2.1).

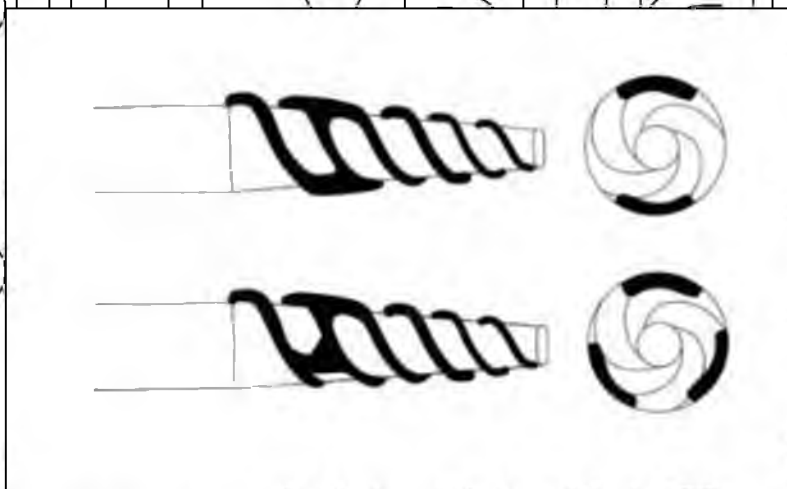


Рисунок 2.1. Види нарізи вікових буравів Пресслера

Безвідбивний лазерний далекомір (Laser Technology Inc., USA) – це унікальний прилад, який здатний виміряти відстань до будь-якого об'єкта, розташованого не далі 2000 метрів з точністю до 20 см.

Електронний висотомір (Haglof, Швеція) - пристрій, що дозволяє швидко та точно проводити вимірювання на лініях електропередач, будівельних майданчиках, автошляхах, лісовому господарстві тощо. За допомогою приладу можна виміряти висоту, ширину, об'єм, створити тривимірну картку об'єкта.

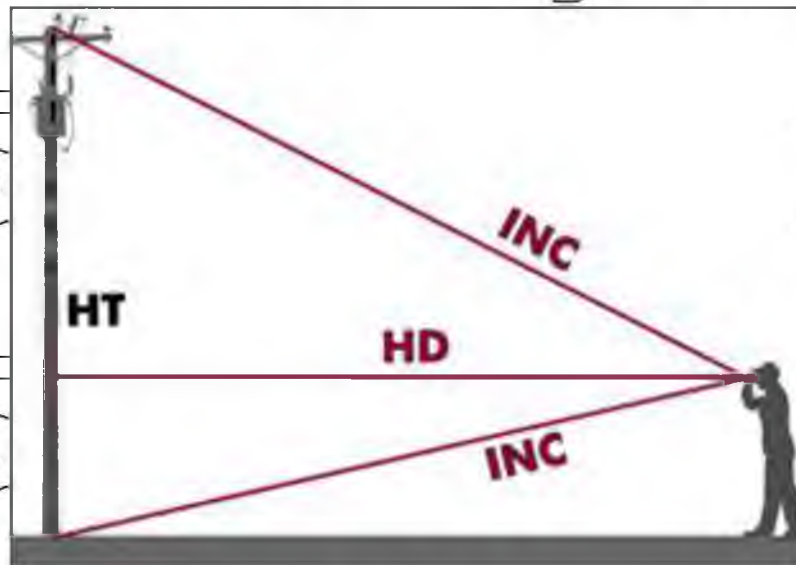


Рисунок 2.2. Визначення висоти об'єктів за допомогою висотоміра (HT – висота, HD – горизонтальна відстань, INC – нахил)

Лазерний далекомір випромінює видимі, безпечні для очей, інфрачервоні імпульси. Пристрій визначає відстань шляхом вимірювання часу, який потрібний кожному імпульсу для проходження відстані від далекоміра до точки та назад. Вбудований датчик нахилу призначений для вимірювання вертикальних кутів, які пристрій використовує для обчислення висоти об'єкта.

Активність радіонуклідів можна визначити шляхом використання непрямих методів, які ґрунтуються на фізичних ефектах взаємодії іонізуючого випромінювання з певною речовиною.

Метод гамма-спектрометрії заснований на іонізуючих властивостях гамма-частинок. Внаслідок проходження через речовину, гамма-кванти втрачають в ній енергію шляхом взаємодії з атомарними електронами, а інколи – ядрами. Як

результат, атоми речовини іонізуються, що в залежності від її властивостей може

привести до накопичення певного заряду та (або) випромінення фотонів. В деяких випадках величини енергії фотонів або накопиченого заряду пропорційні енергії гамма-частинок. Саме на цьому базується дія основних типів детекторів

гамма-випромінювання, що використовуються у гамма-спектрометрії.

Зазвичай до складу гамма-спектрометрів входять наступні елементи (Рис. 2.3).

- напівпровідникові або сцинтиляційні детектори з кристалами різних розмірів і форм;

- попередній підсилювач сигналу (здебільшого поєднаний у одному блоці з детектором);

- лінійний підсилювач вхідного сигналу;

- пасивний захист детектора (як правило, свинцевий) з товщиною стінки 5-10 см;

- багатоканальний аналізатор імпульсів (БКА) для розподілу імпульсів за величиною, який також здійснює передачу накопичених даних на комп'ютер.



Рисунок 2.3 Будова гамма-спектрометра

Бета-спектрометрія здебільшого поширена в країнах, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС – України, Білорусі та Росії. У цих державах вона посідає важливе значення у контролі

відповідності вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування допустимим рівням, що

затверджені національним законодавством. Загальна будова бета-спектрометрів (Рис. 2.4) майже аналогічна до гамма-спектрометрів, за винятком того, що в бета-спектрометрах використовуються виключно сцинтиляційні детектори. Принцип

визначення активності радіонуклідів за допомогою такого приладу базується на

реєстрації детектором неперервних бета-спектрів, які відрізняються формою та розташуванням на енергетичній шкалі. Для обробки цих спектрів з метою визначення активності окремих радіонуклідів використовується так званий метод

енергетичних інтервалів (EI) [1, 12].



Рисунок 2.4. Бета-спектрометричний комплекс



### 3. Польові роботи

Деревні насадження на експериментальному майданчику представлені виключно сосною звичайною. В межах визначеної соснової ділянки відбиралися

послідовно всі дерева навколо центру, де був встановлений лазерний далекомір

TriPulse 360В, відносно якого закартовувались обрані дерева, а їх порядковий номер наносився на кору стовбура фарбою. Однорідність радіоактивного забруднення ділянки була визначена у відповідності до СОУ 74.14-37-425.2006

щодо відбору проб ґрунту шляхом вимірювання амбієнтного еквівалента дози на

висоті 1,0 м дозиметром-радіометром СТОРА-ТУ РКС-01 у 30 точках, що також

були закартовані у такий же спосіб як і дерева. Загалом для відбору проб виокремлено 50 (44 живих та 6 сухих) дерев різного діаметра. У листопаді 2020

було проведено відбір наскрізних кернів дерев на висоті 1,3 м. Керни відбиралися

із намаганням пройти якомога ближче до серцевини стовбура. Було вирішено

відбирати керни без кори, оскільки через її значну крихкість зазвичай не вдалося отримати її неушкодженою. Відбір проводився із використанням

вікового бурава Пресслера (800x5,15 мм) із тризахідною нарізкою (Рис. 2.5)



Рисунок 2.5. Відбір кернів за допомогою бурава Пресслера

Довжина кожного керна була виміряна безпосередньо після відбору, а в подальшому його було поділено на 3 рівні за довжинами частини між серцевиною та периферією деревини: зовнішній шар (OW), середній шар (MW) і внутрішній шар (IW) (Рис. 2.6). За допомогою переносних ваг була визначена маса цих

фрагментів. Діаметри дерев вимірювали за допомогою мірної вилки на висоті 1,3 м у двох взаємно перпендикулярних напрямках і вираховували середньоарифметичне значення. На експериментальному майданчику було проведено встановлення щільності бета-потoku з поверхні кори. Для цього на

висоті грудей до дерева пригукляли радіометр і вимірювали активність бета- та гамма-потоку.

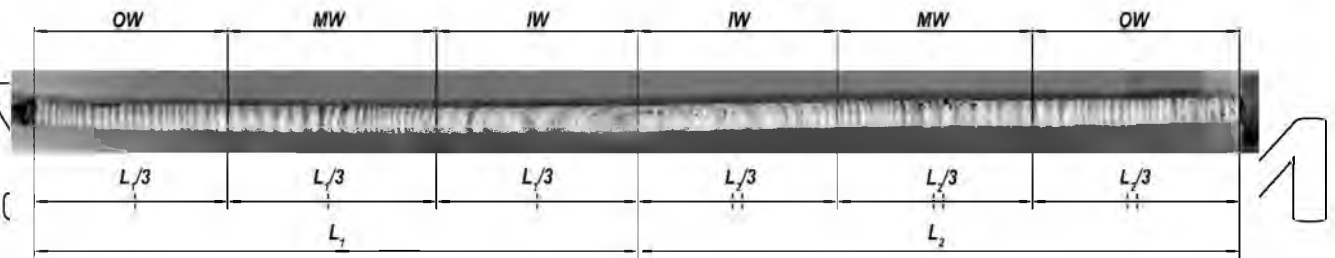


Рисунок 2.6. Розділення деревного керна сосни звичайної на шари: зовнішній (OW), середній (MW) і внутрішній (IW)

Ґрунт в межах експериментальної ділянки за Національним атласом України класифікується як дерново-підзолистий піщаний. Відбір проб ґрунту був проведений за методом «конверта». Згідно з цим методом, в п'яти точках, що є кутами і центром уявного прямокутника, було відібрано зразки ґрунту за допомогою точкового пробовідбірника на глибину орного шару що складає 20-30 см.

Після відбору точкові проби були об'єднані в одну остаточну пробу, маса якої потім була рівномірно перемішана. Маса остаточної проби складала близько 1 кг.

#### 4. Камеральні роботи

Відібрані зразки деревини було висушено у сухо-жаровій шафі за температури  $70^{\circ}\text{C}$  на протязі 24 годин (рис. 2.7). Після цього, зразки були

повторно зважені, механічно гомогенізовані за допомогою ножа на диски товщиною приблизно 1 мм і перенесені в вимірювальні сосуди для подальшої спектрометрії.

Отриману об'єднану пробу ґрунту для визначення щільності забруднення радіонуклідами було також висушено до повітряно-сухого стану, просіяно через сито (розміри комірки 2 мм) та гомогенізовано. Таким чином, загальної маси остаточної проби була видалена вся наявна рослинність та інші зайві об'єкти [61].

Також, після проведення вимірювань гамма-активності зразки деревини було спалено за температури  $550^{\circ}\text{C}$  у муфельній печі з метою подальшого радіохімічного вилучення  $^{90}\text{Sr}$ .



Рисунок 2.7. Механічна обробка зразків деревини

## 5. Лабораторні роботи

### 5.1. Гамма-спектрометрія

Радіоактивні ізотопи з високим періодом напіврозпаду і низькою питомою активністю найкраще визначаються за допомогою мас-спектрометрії. Активність

$^{137}\text{Cs}$  було виміряно із використанням низькофонового гамма-спектрометра з багатоканальним аналізатором ASPEC-927, оснащеним пасивним захистом та напівпровідниковим германієвим детектором GEM-30185.

В першу чергу було проведено калібрування спектрометра із використанням змішаного джерела радіонуклідів, що містить  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  (щільність  $1 \text{ г/см}^3$ ) (ВП НУБіП України «Науково-дослідний та проектний інститут стандартизації і технологій екобезпечної та органічної продукції», м.

Одеса). Калібрування спектрометра дозволяє провести отримання та апроксимацію математичними функціями трьох залежностей:

- залежність енергії від номера каналу аналізатора,
- залежність форми фотопика від енергії,
- залежність ефективності реєстрації спектрометра від енергії.

Після цього, було виміряно активність перенесених у контейнери зразків деревини, а їх спектри проаналізовані за допомогою програмного забезпечення Gamma Vision 32. Гранично допустимі похибки вимірювань концентрації активності для  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 95% ймовірності ( $1,96\text{SE}$ ) становили 12%.

### 5.2. Бета-спектрометрія

Загалом проведення бета-спектрометрії не має особливих відмінностей від гамма-спектрометрії. Характерною різницею є більш детальний процес підготовки зразків перед вимірюванням, що описаний нижче.

Бета-частинки, що випускаються радіоактивним ізотопом, мають неперервний спектр. Їх енергія може змінюватись від майже повної енергії

розпаду і до майже нульової. Тому використання бета-спектрометрії обмежено для якісного аналізу радіонуклідів у суміші, яка містить декілька бета-випромінюючих радіонуклідів. Здебільшого, бета-спектрометрія

використовується для вимірювання вмісту бета-випромінюючих радіонуклідів у пробах, які містять тільки певні радіонукліди з обмеженнями на співвідношення між їх активностями. Загалом, визначення активності бета-випромінюючого радіонукліда пов'язане з його хімічним виділенням із проби та з наступним вимірюванням активності радіометричним методом на мас-спектрометрі [1].

Гранично допустимі похибки вимірювань концентрації активності  $^{90}\text{Sr}$  на рівні 95% ймовірності ( $1,96SE$ ) становили 10%.

### 5.3. Хімічне виділення $^{90}\text{Sr}$

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

- осадження;
- екстракції з розчину;
- екстракційної хроматографії з використанням іонообмінних смол.

Більш детально зупинимось на методі осадження стронцію у вигляді оксалату стронцію – оксалатна методика, яка використовується в лабораторії

УкрНДІСГР при визначенні  $^{90}\text{Sr}$ .

Оксалатний метод полягає у осадженні з розчину оксалатів групи лужноземельних елементів, рідкоземельних елементів і  $^{90}\text{Sr}$  з наступним розділенням рідкоземельних елементів та ітрію від стронцію шляхом осадження гідроокису заліза та марганцю, подальшого концентрування стронцію з використанням карбонатного осадження, накопичення дочірнього ізотопу  $^{90}\text{Y}$  і визначення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в пробі за активністю ітрію. Хімічний вихід стронцію визначається за виходом мітки-носія.

Зразок ґрунту сушиться у сушильній шафі при  $105^{\circ}\text{C}$  протягом доби. Після просіювання проби ґрунту відбирається наважка від 50 до 200 г (в залежності від активності проби) та озолується в муфельній печі при температурі  $600^{\circ}\text{C}$  на

протязі 12 годин. Після охолодження зразок переноситься в хімічний стакан,

додається 8M азотна кислота із розрахунку 10-15 мл на 1 г ґрунту. Перед кислотним вилуговуванням (кип'ятіння у розчині кислоти), додають «мітку» - носій радіоактивного стронцію ( $^{85}\text{Sr}$ ) (або стабільного стронцію  $^{88}\text{Sr}$ ). Кислотне

вилуговування проби проводиться на плитці протягом 1,5 годин 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.

В розчині залишаються лужні елементи і цезій, розчинні комплекси заліза, алюмінію, магнію й урану(VI). Прокалюванням осаду досягають переведення оксалатів в оксиди, причому залізо й алюміній утворюють важкорозчинні

полуторні оксиди  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  і  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Розділення елементів відбувається на стадії

осадження гідроокису безвугільним амоніаком. Для формування осаду

гідроокису перед внесенням аміаку до розчину додають  $\text{Fe(III)}$  і  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Перекис водню необхідний для переведення іонів заліза і марганцю у вищий окислений

стан. При цьому з рихлим осадом гідроокису заліза  $\text{Fe(OH)}_3$  і гідроокису

марганцю  $\text{Mn(OH)}_4$  будуть осаджуватися  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  й інші

радіонукліди.  $^{90}\text{Sr}$  залишиться в розчині. ІПляхом карбонатного осадження

досягається додаткове очищення стронцію від елементів, в тому числі від  $\beta$ -випромінювачів, які заважають визначенню.

Таким чином, при осаджуванні гідроокису відбувається розділення  $^{90}\text{Sr}$  від

його дочірнього ізотопу  $^{90}\text{Y}$ , і від цього моменту весь утворений ітрій буде

продуктом розпаду  $^{90}\text{Sr}$ , який виділяється в ході аналізу. Через 14 днів – після

закінчення 5 періодів напіврозпаду ітрію – настане рівновага: кількість  $^{90}\text{Y}$ , який розпадається (період напіврозпаду ізотопу  $^{90}\text{Y}$  становить 64 год), буде повністю поповнюватися за рахунок  $^{90}\text{Sr}$ . Після цього необхідно знову провести розподіл радіонуклідів, а потім за активністю ітрію визначити активність стронцію в пробі ґрунту.

Хімічний вихід  $^{90}\text{Sr}$  визначають на полумінемовому фотометрі або атомно-адсорбційному спектрометрі по виходу стабільного стронцію (та на гамма-спектрометрі при застосуванні в якості носія  $^{85}\text{Sr}$ ), який додають у наважку ґрунту перед кислотною обробкою, а  $^{90}\text{Y}$  визначають ваговим методом. Докладно цей метод відповідно до міжнародного стандарту [61] описаний в «Довіднику по основних методах визначання активності радіонуклідів» [12].

## 6. Обробка даних

Для збору та попередньої обробки отриманих даних використано програмне забезпечення MS Excel 2016. Цю програму також використано для візуалізації даних та для проведення статистичного аналізу. Перевірка статистичної значимості здійснювалася шляхом аналізу значення вірогідності (P-value) та коефіцієнту рангової кореляції Спірмена ( $r_s$ ). Для зображення картографічних даних використано геоінформаційну систему *QGIS Desktop 3.16*.

Всі вихідні дані по питомих активностях  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  перераховані станом на 01 січня 2021 року.

Розрахунок середньої питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у деревині стовбурів ( $A_{RN}^{total}$ ) на висоті 1,3 м для дерев на майданчику виконувалось із використанням результатів 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 ( $IW$ ):

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

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

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

Нормалізація вмісту радіонуклідів шляхом ділення на середні значення (рівняння 2) неодноразово використовувались авторами подібних досліджень при вивченні розподілів радіонуклідів у профілі деревного стовбура [55,56].

Вологість шарів деревини кернів ( $\omega$ ) отриманих з дерев на експериментальних майданчиках розраховувались за формулою (3):

$$\omega = \frac{m_W - m_D}{m_W} \cdot 100, \quad (3)$$

де  $\omega$  – вміст води в пробі, %;  $m_W$  – вага зразка одразу після відбору керна в польових умовах, г; та  $m_D$  – повітряно-суха маса зразка, г.

Поверхнева щільність потоку частинок бета-випромінювання з кори стовбура ( $\varphi_B$ ) встановлювалась 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 ( $\varphi_\gamma$ ) та гамма- і бета-забрудненням ( $\varphi_{\beta+\gamma}$ ) відповідно, після чого виконувалося обчислення показника:

$$\varphi_B = \varphi_{\beta+\gamma} - \varphi_\gamma \quad (4)$$



### РОЗДІЛ 3. Результати дослідження

Дана кваліфікаційна робота виконувалася в рамках наукової теми НДІ сільськогосподарської радіології НУБіП України: № 0120U101540 “Розробити

сучасні способи прогнозування біопродуктивності і радіологічного стану лісів

інтегрованими підходами ГІС та машинного навчання” під керівництвом

керівника та співкерівника наукової роботи Ілденка В.В. та Геляки Д.М. Автором

цієї роботи особисто проведено пробовідбір кернів, гамма-зйомку

експериментального майданчика, камеральну обробку зразків для спектрометрії,

математичну обробку отриманих результатів; спектрометрія зразків, оцінка

забруднення ґрунту та визначення таксаційних показників деревостану проведені

спеціалістами УкрНДЦГР.

#### 1. Отримані результати та їх обробка

Згідно з наведеною методикою, було оцінено радіоактивне забруднення ділянки шляхом вимірювання амбієнтного еквівалента дози гамма-

випромінювання на висоті 1,0 м (в 30-ти точках), що становить

$AM \pm SD = 14,0 \pm 0,9$  мкЗв/год. На території, де розташований експериментальний

майданчик, відзначається чітко виражений градієнтний тип радіоактивного

забруднення з півночі на південь (Рис. 2.1). Так, на відстані у 400 м щільність

забруднення ґрунту радіонуклідами може змінюватись до 50 раз. Незважаючи на

це, результати вимірювання амбієнтного еквівалента дози гамма-

випромінювання характеризують дослідну ділянку як однорідно забруднену,

тому що максимальні відхилення не відрізняються від середнього значення

потужності більше ніж на 30% (згідно з СОУ 74.14-37-425:2006). Щільність

забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на глибину 20 см на основі об'єднаної проби соснової

ділянки склала  $9,5$  МБк/м<sup>2</sup>. Для  $^{90}\text{Sr}$  цей показник виявився нижчим і становить

$4,1$  МБк/м<sup>2</sup>.

Основні лісотаксаційні показники деревостанів (оцінені під час моніторингових досліджень Українського НДІ сільськогосподарської радіології НУБіП України у травні 2020 року) та забруднення деревини дерев (станом на 01 січня 2021 року) представлені в таблиці 3.1 (вихідні дані наведені у додатку А.1).

Таблиця 3.1  
Таксаційні показники деревостанів (травень 2020 року) та забруднення деревини дерев  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  (станом на 01 січня 2021 року)

Порода	Вік, років	D, см	H, м	P	Питома активність стовбуриної деревини на висоті 1,3 м, КБк/кг			
					$^{137}\text{Cs}$	GSD	$^{90}\text{Sr}$	GSD
Сосна	63±1 <sup>1</sup>	19,6	21,3	1,14	8,0	2,01	36,0	1,60

Примітка: <sup>1</sup> – квадратичне відхилення, D – середній діаметр деревостану, H – середня висота деревостану, P – відносна повнота деревостану, GM – геометричне середнє, GSD – геометричне квадратичне відхилення

Середній вміст  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревному стовбурі сосни було розраховано із використанням первинних вхідних даних активностей шарів деревини кернів дерев з експериментального майданчика (додаток Б.2) за формулою 1. Так, результати наведених обрахунків (Рис. 3.1, таблиця 3.1) вказують на щонайменше чотирикратне превалювання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у порівняні з  $^{137}\text{Cs}$  у стовбуриній деревині. При цьому, як згадано вище, оцінена щільність радіаційного забруднення ґрунту  $^{90}\text{Sr}$  на ділянці виявилась приблизно у два рази меншою ніж для  $^{137}\text{Cs}$ . Внаслідок цього можна зробити висновок про значно вищі рівні депонування  $^{90}\text{Sr}$  тканинами стовбуриної деревини на відміну від  $^{137}\text{Cs}$ . Це, в свою чергу, яскраво виражається значно вищими значеннями коефіцієнтів переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту у деревину. Так, коефіцієнт переходу  $^{90}\text{Sr}$  для сосни на

експериментальному майданчику становить  $8,8 \text{ (Бк/кг)/(кБк/м}^2\text{)}$ , а для  $^{137}\text{Cs}$  –  $0,84 \text{ (Бк/кг)/(кБк/м}^2\text{)}$ .

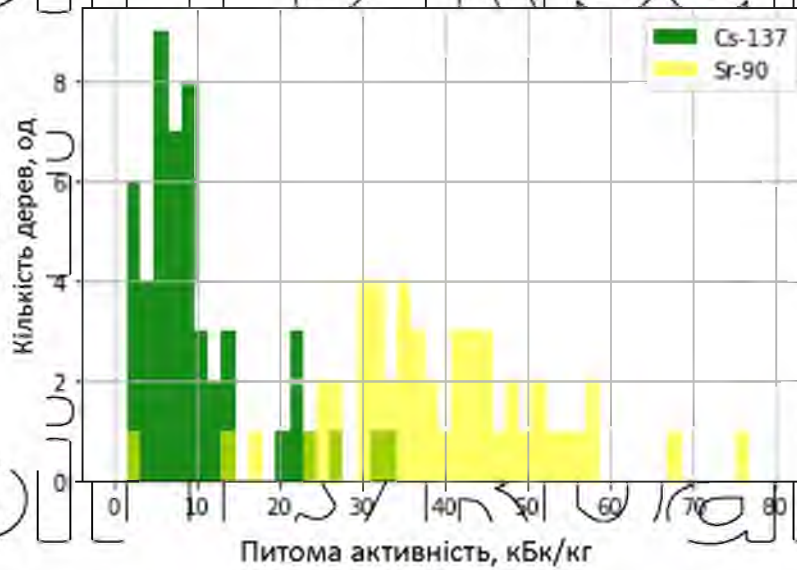


Рисунок 3.1. Розподіл середніх питомих активностей у стовбурній деревині

сосни звичайної  
Проведений непараметричний кореляційний аналіз між основними показниками дерев на сосновому майданчику вказує на відсутність тісних зв'язків між досліджуваними ознаками (табл. 3.2).

Таблиця 3.2.

Парні коефіцієнти кореляції Спірмена між дослідженими показниками дерев (критичне  $r_s=0.28$  при  $p=0.05$ )

Показники	d	$\phi\beta$	A $^{137}\text{Cs}$	A $^{90}\text{Sr}$	A $^{90}\text{Sr}/\text{Cs}$
d	1.00	-0.01	0.30	-0.25	0.36
$\phi\beta$	-0.01	1.00	-0.10	-0.26	0.19
A $^{137}\text{Cs}$	0.30	-0.10	1.00	0.02	-0.90
A $^{90}\text{Sr}$	-0.25	0.26	0.02	1.00	0.34
A $^{90}\text{Sr}/\text{Cs}$	0.36	0.19	-0.90	0.34	1.00

Єдина пара показників, де спостерігається нібито тісний зв'язок ( $r_s = -0,90$ ) – відношення питомих активностей  $^{90}\text{Sr}$  до  $^{137}\text{Cs}$  та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ . Це явище викликано збереженням сталими середньозважених значень питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  стовбурової деревини при зростанні вмісту  $^{137}\text{Cs}$ , що при діленні величин цих показників и призводить до вираженої оберненої залежності між співвідношенням вмісту активності  $^{90}\text{Sr}$  до  $^{137}\text{Cs}$  та питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$ .

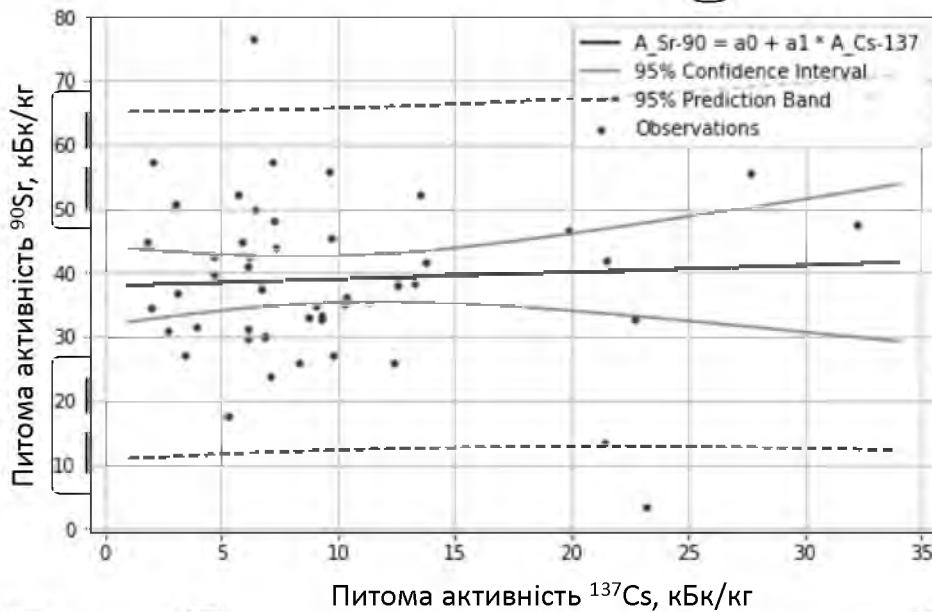


Рисунок 3.2. Залежність питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  від вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у стовбурній деревині

Фактично, лише для одного дерева з експериментального майданчика виявлено переважання вмісту  $^{137}\text{Cs}$  над  $^{90}\text{Sr}$  у стовбурній деревині (Рис. 3.2). Цей факт знову підтверджує припущення про надзвичайно більшу здатність  $^{90}\text{Sr}$  на відміну від  $^{137}\text{Cs}$  акумулюватися у деревині сосни за ґрунтових умов регіону дослідження.

Встановлення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  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

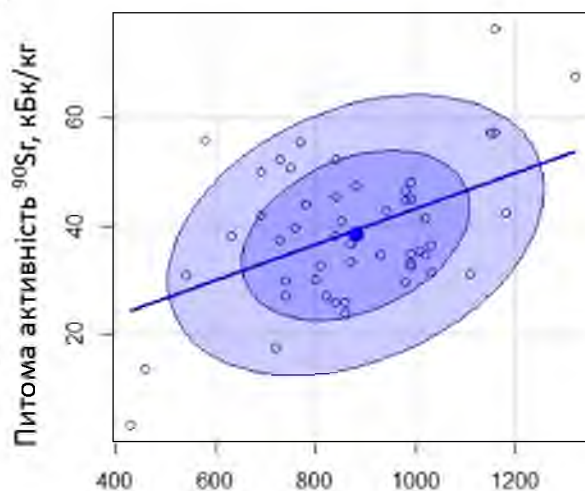
радіонукліда в компонентах кори і деревини стовбурів [31]. Наведений експрес-метод вже багаторазово використовувався з метою прижиттєвої оцінки питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у деревних стовбурах дерев сосни у найбільш забруднених

деревостанах Чорнобильської зони відчуження з метою розрахунку внутрішніх

поглинутих доз іонізуючого випромінювання [78]. В межах закладеної

експериментальної ділянки в цій роботі тісного зв'язку між вмістом  $^{90}\text{Sr}$  у деревині стовбура та щільністю потоку бета-частинок з поверхні кори

знаходиться на межі підтвердження гіпотези про її достовірність ( $p\text{-value}=0,07$ ).



Щільність потоку бета-частинок, імп/(см<sup>2</sup>\*хв)

Рисунок 3.3. Залежність питомих активностей  $^{90}\text{Sr}$  у деревині від щільності потоку бета-частинок з поверхні кори стовбура

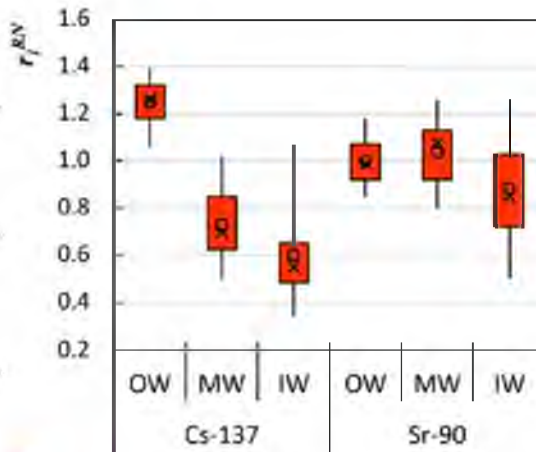
Розраховані вихідні нормовані значення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревині сосни в трьох шарах стовбурової деревини на експериментальних майданчиках (формула 2) відзначаються різною направленістю у радіальному напрямку (Рис.

3.4). Так найбільші значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  спостерігаються біля

периферії деревини стовбура (OW), найменші – біля серцевини (IW). Таким

чином можна відмітити, що йде спад вмісту цього радіонукліду при радіальному переміщенні до більш глибоких (низніх) шарів деревини. Для  $^{90}\text{Sr}$  вміст між

зовнішнім (OW) і проміжними (MW) шарами стовбурової деревини сосни характеризується незначними розбіжностями, а у внутрішньому шарі (IW) деревини відзначається суттєвий спад питомої активності.



■ Процентильний розмах 25-75% | Процентильний розмах 5-95%

○ Середнє × Медіана

Рисунок 3.4. Радіальний розподіл питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у стовбуровій деревині дерев на майданчиках

Під час кореляційного аналізу у деревах на майданчику нами не було виявлено тісних зв'язків ( $r \geq 0.7$ ) між вологістю та питомими активностями досліджуваних радіонуклідів у шарах деревини. Максимальне значення  $r_s$  (0.54) ідентифіковано між вологістю і нормалізованим вмістом  $^{137}\text{Cs}$  у деревині на сосновій ділянці, за критичних значень  $r_s = 0.16$  при  $p = 0.05$  та  $r_s = 0.91$  при  $p = 0.01$ , що легко пояснюється в першу фізіологічними функціями анатомічних органів деревного стовбура сосни. Відомо, що в центрі деревного стовбура хвойних формується ядро деревина, що має значно меншу частку вологості. За нашими даними вологість шарів сосни (середнє арифметичне  $\pm$  довірчий інтервал при 95%) складає: OW –  $30,3 \pm 2,5\%$ , MW –  $23,6 \pm 2,4\%$  і IW –  $20,2 \pm 0,6\%$ ). Також у цій частині зазвичай спостерігаються найменші рівні концентрації  $^{137}\text{Cs}$ . Це спонукає

висунути припущення, що від частки зволоження напряду залежить питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у деревині сосни звичайної.

## 2. Аналіз результатів

Розраховані значення усереднених питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревині сосни на висоті 1,3 м для експериментального майданчика цілком прогнозовані та не суперечать логнормальному закону розподілу [49,68,74]. Це

було статистично підтверджено шляхом порівняння отриманих емпіричних

розподілів з теоретичним розподілом за допомогою критерію узгодженості Колмогорова-Смірнова: для соснової ділянки p-value склали 0,79 та 0,07 відповідно. Відповідність логнормальному закону розподілу для величин

концентрацій радіонуклідних та хімічних полутантів неодноразово

підтверджувалась результатами досліджень у попередніх роботах інших авторів

для велими різноманітних об'єктів: повітря, поверхні ґрунту, трав'яної рослинності, деревини дерев, тваринній продукції тощо [70,75,65,64,53].

Згідно з отриманими в ході експерименту даними навіть на невеликих

однорідно забруднених лісових ділянках відзначається значний розмах значень

усередненого вмісту радіонуклідів у деревному стовбурі на висоті 1,3 м. Так, середні значення питомих активностей деревини за  $^{137}\text{Cs}$  коливались в межах 1,76

– 32,9 кБк/кг, а для  $^{90}\text{Sr}$  – в межах 3,26 – 76,4 кБк/кг. Геометричні квадратичні

відхилення (GSD) питомих активностей досліджуваних радіонуклідів у

стовбуровій деревині сосни знаходяться в діапазоні 1,56 – 2,02 (Таблиця 3.1). Ці

показники є вищими, ніж аналогічні для вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у трав'янистій рослинності

на майданчиках 1 м<sup>2</sup>, що були встановлені в ході досліджень 1999-2003 рр. на

територіях, постраждалих внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС: 1,25 –

1,86 [53]. Зрозуміло, що площа живлення деревних видів значно вища, ніж у трав.

Відповідно, перші мали б краще усереднювати питомих активностей радіонуклідів у

порівнянні з трав'яними видами навіть на ділянках площею 1 м<sup>2</sup>. Тим не менш, це припущення не підтверджується емпіричними даними.

Як зазначено в таблиці 3.1, нами було відмічено вищу дисперсію середніх концентрацій питомої активності <sup>137</sup>Cs (GSD: 2,01) у стовбурній деревині сосни ніж <sup>90</sup>Sr (GSD: 1,6). Цей результат можна пояснити не лише просторовим розміщенням кореневої системи дерев, але й вертикальним розподілом їх висних (тонких) коренів [53]. Відомо, що зазвичай <sup>90</sup>Sr відрізняється вищою мобільністю в ґрунті у порівнянні з <sup>137</sup>Cs. Це особливо яскраво виражено в

ґрунтах під сосновими деревостанами досліджуваного регіону. Тому розподіл <sup>90</sup>Sr у глибину в кореневмісному шарі ґрунту вірогідно є більш рівномірним [56].

Це є причиною кращого згладжування надходження радіоізоотопу через кореневу систему у деревину. Саме тому на досліджуваній експериментальних ділянці

спостерігається менша мінливість між питомими активностями <sup>90</sup>Sr у деревині дерев. Відомо, що на протязі перших десяти років після аварії на ЧАЕС навпаки відзначалася значно вища мінливість <sup>90</sup>Sr, ніж <sup>137</sup>Cs [46]. Причиною цього може

бути різна форма випадінь цих радіоізоотопів у 1986 році: якщо <sup>137</sup>Cs був представлений конденсаційною формою й практично одразу весь був доступний для рослин, то близько 80% активності <sup>90</sup>Sr випало у вигляді частинок палива, для розчинення більшої частини яких знадобилося ще декілька років [63].

Під час аналізу літератури нами було виявлено велику кількість публікацій, в яких досліджується міграція та вміст <sup>137</sup>Cs у органах деревних рослин після Чорнобильської аварії. Однак було знайдено лише декілька робіт, присвячених вивченню розподілу питомих активностей даного радіонукліду в стовбурній деревині, з обсягом зібраного матеріалу більшого за «малу» вибірку. До того ж,

результати цих праць базуються на матеріалах польових робіт, які були відібрані принаймні 17 років тому [31]. Згідно з цими працями, різниця між мінімальними й максимальними значеннями вмісту <sup>137</sup>Cs у деревині дерев на однорідно



забруднених ділянках може досягати 20 разів. Це також співпадає з результатами нашого дослідження.

Як було згадано вище, в ході кореляційного аналізу не було виявлено тісних зв'язків ( $|r^s| \leq 0.5$ ) між вмістом  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревині та діаметром дерев, як

і не було виявлено кореляції між власне питомими активностями досліджених радіонуклідів (Таблиця 3.2). Це також відповідає результатам, що були отримані вченими у попередні десятиліття [31,46].

Експрес-метод непрямого оцінювання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у деревині на основі значень потоку бета-частинок з поверхні кори стовбура за допомогою радіометра вже було випробувано, як один з неруйнівних способів для визначення внутрішніх доз опромінення дерев у польових умовах для найбільш

забруднених ділянок Чорнобильської зони відчуження [78]. Проте, згідно з нашими спостереженнями при використанні цього методу отримані значення можуть відрізнитись від фактичних в разі (рис 3.3). Тому при проведенні досліджень, коли точність вимірювань є важливим параметром, цей експрес-метод не може бути альтернативою до звичайного відбору кернів. Крім того,

визначена під час статистичних обрахунків в нашій роботі кореляція між потоком бета-частинок і вмістом  $^{90}\text{Sr}$  для дерев сосни звичайної виявилась статистично незначущою за ймовірності 95%.

Отримані в перебігу нашого дослідження розмахи питомих активностей радіонуклідів для окремих шарів деревини стовбурів сосни незначно відрізняються від їх середнього вмісту у деревині на висоті 1,3 м:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,71 – 40,8 кБк·кг<sup>-1</sup> ( $\approx 1,3$  рази) і  $^{90}\text{Sr}$  – 2,84 – 86,3 кБк·кг<sup>-1</sup> ( $\approx 1,14$  рази). Такі результати вказують на значний ризик отримання обрізних пиломатеріалів з високими значеннями питомої активності у разі їх вирізання з центральної частини деревного стовбура. Цей факт треба неодмінно враховувати в процесі обробки

деревної продукції з регіонів, забруднених внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС.

В результаті аналізу літератури нами було знайдено значну кількість публікацій, що присвячені радіальному розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у деревному стовбурі

сосни звичайної. В цих працях, зазвичай, також виділяють три основні ділянки зі значущими різницями у вмісті даного радіонукліду. До того ж, подібні закономірності спостерігаються й японськими вченими для інших хвойних видів,

що зазнали радіаційного ураження внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1 [72,73].

На жаль, публікацій, в яких розглядається радіальний розподіл  $^{90}\text{Sr}$  у стовбурі сосни звичайної нами було знайдено набагато менше, ніж для  $^{137}\text{Cs}$ . В ході цих досліджень зазвичай відбиралися дерева сосни віком від 8 до 60 років, в

яких, згідно з результатами, відзначається незначний висхідний тренд питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в напрямку від периферії (OW) до проміжної деревини (MW),

після чого при наближенні до ядрової частини (IW) помітний спад вмісту цього радіонукліду. Такі результати також співпадають з закономірностями, визначеними в ході нашого дослідження [31,55].

Виявлена залежність між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  та часткою вологи у парах деревини сосни ( $r_s=0.54$ ) на експериментальному майданчику ймовірно спричинена більшою мірою фізіологічними особливостями функціонування анатомічних частин стовбура цього деревного виду [56], що й спричинило схожий розподіл цих обох показників у радіальному напрямку.

В окремих працях наводиться інформація про кореляцію між концентраціями  $^{137}\text{Cs}$  і K та вмістом вологи у ядровій деревині кедря японського (*Cryptomeria japonica* D.Don) [59]. Проте роздільний непараметричний

кореляційний аналіз у нашій роботі не виявив наявності статистично значущих зв'язків при ймовірності 95% між переліченими вище показниками для виділених шарів деревини сосни (OW, MW, IW). На жаль, під час цих досліджень не

виконувалось вимірювання у зразках деревини стабільних ізотопів ( $^{133}\text{Cs}$ ,  $^{88}\text{Sr}$ ) хімічних елементів радіонуклідів чи хоча б їх хімічних елементів-аналогів (K, Ca). Це могло би прояснити аспекти перерозподілу цих радіонуклідів в деревному стовбурі у майбутньому, спираючись на дані про наявність квазі-рівноваги між радіонуклідами і їх стабільними хімічними аналогами [79].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## ВИСНОВКИ

# НУБІП України

За результатами проведених робіт було зроблено наступні висновки:

# НУБІП України

1. Розраховані значення усереднених питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у деревині сосни звичайної на висоті 1,3 м цілком прогнозовані та не суперечать логнормальному закону розподілу

# НУБІП України

2. Відмічено значний розмах значень усередненого вмісту радіонуклідів у стовбурній деревині на висоті 1,3 м навіть на невеликих

однорідно забруднених лісових ділянках в інтервалах (min-max):  $^{137}\text{Cs}$  – 1,76-32,9 кБк/кг і  $^{90}\text{Sr}$  – 3,26-76,4 кБк/кг. Отримані розмахи питомих активностей для окремих шарів деревини незначно відрізняються від усереднених:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,71-40,8 кБк/кг і  $^{90}\text{Sr}$  – 2,84-86,3 кБк/кг.

# НУБІП України

3. Оскільки,  $^{90}\text{Sr}$  мобільніший в ґрунті у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ , то він вірогідно «рівномірніше» розподілений у глибину в кореневмісному шарі, що спричинює краще згладжування надходження радіоізотопу через кореневу систему у деревину, що пояснює вищу дисперсію середніх концентрацій  $^{137}\text{Cs}$  (GSD: 2,01) ніж  $^{90}\text{Sr}$  (GSD: 1,60)

# НУБІП України

4. Відзначається чітко виражений спад вмісту  $^{137}\text{Cs}$  від периферії стовбура до серцевини.

# НУБІП України

5. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у периферійних та проміжних шарах деревини виявився майже однаковим, однак ближче до серцевини зафіксовано спад цього радіонукліду.

# НУБІП України

6. Виявлена залежність між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  та часткою вологи у шарах деревини ймовірно спричинена більшою мірою фізіологічними особливостями.

7. Отримані результати вказують на значну мінливість питомої активності радіонуклідів по шарах стовбурної деревини сосни. Наразі

встановлення придатності деревини для господарського використання відбувається шляхом відбору об'єднаних проб з трьох дерев на території площею 1 або 5 га. З огляду на значення розмахів питомих активностей,

навіть попри пробовідбір, існує висока вірогідність отримання деревної продукції, що не відповідає би державним нормам. Тому, на думку авторів, потрібно переглянути наявні методи пробовідбору та

удосконалити їх.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Бабенко, А.С. Бета-спектрометрия проб окружающей среды. В.В. Бабенко, А.С. Казимиров, А.Ф. Рудык. НПП «АтомКомплекЕПрилад», Украина.
2. Бобров Е.Г. Лесообразующие хвойные СССР. Л.: Наука, 1978. 189 с.
3. Болюх В.А. Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах Киевского Полесья /1 Чернобыль-96/ Тез. докл. V Междунар. научтехн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 262.
4. Будкевич, Е. В. Древесина сосновых. Анатомическое строение и ключи для определения родов и видов /АН СССР: Ботан. ин-т им. В. Л. Комарова; отв. ред. А. А. Яценко-Хмелевский. —М.—Л.: Изд-во АН СССР, 1961. — 152 с.
5. В.П. Краснов, А.А. Орлов, В.А. Бузун, В.П. Ландин, З.М. Шелест. Прикладная радиоэкология леса. – Житомир: Полісся, 2007
6. Васильченко дл., Ермаков А.И., Жидик А.г. и др. Уровни загрязнения растительности и миграции радионуклидов в фитоценозах 30-км зоны ЧАЭС 11 Чернобыль-88. Докл. 1- Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т.3, ч. 2. С.10-20.
7. Голяка Д. М. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в депо і біогенних потоках типових насаджень Чорнобильської зони відчуження / Д. М. Голяка, С. Є. Левчук, В. І. Йощенко, В. О. Капшаров, Л. В. Йошенко, М. А. Голяка, В. В. Павлюченко, П. П. Дячук, Р. М. Задорожнюк, В. С. Морозова // Ядерна фізика та енергетика. - 2020. - Т. 21, № 3. - С. 256-264.
8. Государственное учреждение радиационного контроля и радиационной безопасности [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.bellesrad.by>.

9. Гродзинский Д. М., Гудков И. Н. // Радиационная биология. Радиэкология. – 2006. – Т. 46, № 2. – С. 189–199.

10. Гудков И. Н., Гродзинский Д. М. // Радиобиологические эффекты: риски, минимизация, прогноз: Матер. междунар. конф. – К: Изд-во НЦРМ АМН Украины, 2005. – С. 122–123.

11. Гудков И. М. Радиобиология / И. М. Гудков. – Киев: НУБІН-України, 2016. – 485 с.

12. ДОВІДНИК ПО ОСНОВНИХ МЕТОДАХ ВИЗНАЧАННЯ АКТИВНОСТІ РАДІОНУКЛІДІВ. С. ЛЕВЧУК

13. Долін В.В. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / В.В. Долін, Г.М. Бондаренко, О.О. Орлов. – К.: Наук. Думка, 2004. – 220 с.

14. Долін В.В. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / В.В. Долін, Г.М. Бондаренко, О.О. Орлов. – К.: Наук. Думка, 2004. – 220 с.

15. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісо-ве господарство) / П.П. Надточій, А.С. Малиновський, А.О. Межар, та ін.; за ред. П.П. Надточія. Київ: Світ, 2003. 371 с.

16. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб: Прогресс-Погода, 1996. 355 с.

17. Кічно В. О. Основи радіобіології та радіоекології / В. О. Кічно, С. В. Поліщук, І. М. Гудков. – Київ: Хай-Тек Прес, 2010. – 310 с.

18. Клименко М. О. Радиоекология : підручник / М. О. Клименко, О. М. Клименко, Л. В. Клименко. – Рівне : НУВГП, 2020. – 304 с.

19. Коробова Е.М. Ландшафтно-геохимический подход к ИЗУ-лению загрязнения некоторых природных геосистем в дальней зоне воздействия аварии

на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Т. 1. С. 225-231.

20. Коршиков И.И. Изменчивость относительных показателей урожая

семян сосен в степной зоне Украины // Интродукция и акклиматизация растений.

1998. Вып. 30. С. 169-174.

21. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М.

Алексахин [и др.], под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИзДАТ, 2001. 752 с.

22. Ландін В.П. Емпіричні засади методології реабілітації радіоактивно

забруднених лісових земель / В.П. Ландін // Науковий вісник НДТУ України. -

2013. - Вип. 23.10. - С. 80-87

23. Магушевич Л. М. "Структура видового складу лісів Східного Полісся

України." Науковий вісник Національного університету біоресурсів і

природокористування України. Сер.: Лісівництво та декоративне садівництво

187(1) (2013). 200-208.

24. Мельник В. В. Особливості розподілу <sup>137</sup>Cs у компонентах лісового

біогеоценозу свіжих борів Українського Полісся» Вісник Полтавської

державної аграрної академії, вип. 2, 2020, с. 88-98

25. Перший Національний атлас України / А. Шпак, Л. Руденко, А.

Бочковська // Вісн. НАН України — 2008. — №3. — С. 3-12. — укр. Дата: 2008.

26. Орлов А.А., Краснов В.П., Прищепа А.Л. Радиоактивно

загрязненные леса как критические ландшафты: радиоактивность пищевых

продуктов и влияние на формирование дозы внутреннего облучения населения

(аналитический обзор). – Житомир: Изд-во ЖИТИ, 2002.

27. Орлов М.Ю., Силантьев А.Н., Сныков В.П. Загрязнение

радионуклидами мощность дозы на территории России и Беларуси после аварии

на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1992. Т. 73. № 3. С. 234-238.

28. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А.



Лошилов, О.Ф. Немец, В.А. Поляков. — Киев: Урожай, 1988. — 256 с.

29. Охрана окружающей среды в Республике Беларусь: статистический сборник / Национальный статистический комитет Республики Беларусь; редкол.:

В.И. Зиновский (председатель) [и др.]. — Минск: Национальный статистический комитет, 2012. — 202 с.

30. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М.: Атомиздат, 1974. — 215 с.

31. Переволоцкий, А.Н. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий. — Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2006. — 255 с.

32. Поликарпов Г.Г., Ааркрог А. Проблемы радиэкологии Евразии. Источники радиоактивного загрязнения окружающей среды в бывшем СССР // Радиационная биология. Радиэкология. 1993. Т. 33. № 1. С. 15-24.

33. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины: Исследования ЦНЭР Киев, 1999. № 20. 103 с.

34. Прохоров ВАС Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. — М.: Энергоиздат, 1981. — 98 с.

35. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Отв. ред. Г.М. Козубов, А.И. Таскаев. Сыктывкар: Коми НЦ РАН, 1990. 136 с.

36. Радиэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / В. С. Анисимов, С. А. Гераськин, И. В. Гешель та ін. Москва: Российская академия наук, 2018. — 278 с.

37. Радиэкологія орошаемаго земледелія / Р.М. Алексахін, О.И. Буфатін, В.Г. Маликов и др.; Под ред. Р.М. Алексахіна. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 224 с.

38. Радиэкологія / І. М. Гудков, В. А. Гайченко, В. О. Кашпаров та ін. — Київ: НОВОград, 2011. — 368 с.

39. Радиэкологія: Навчальний посібник. / І.М. Гудков, В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров. — Херсон: ОЛДІ ПЛЮС, 2017. — 468 с.

40. Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. — М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. — 2006. — 286 с.

41. Сельскохозяйственная радиэкологія / Р. М. Алексахін, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев та ін. — Москва: Экологія, 1992. — 400 с.

42. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.

43. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Радиэкологические последствия кыштымской и чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах. // Экологія регионов атомных станций. М., 1994. Вып.1. С. 71-88.

44. Чавчавадзе, Е. С., Яценко-Хмелевский, А. А. Семейство сосновые (Pinaceae) // Жизнь растений : в 6 т. / гл. ред. Ал. А. Фёдоров. — М.: Просвещение, 1978. — Т. 4 : Мхи. Плауны. Хвоши. Папоротники. Голосеменные растения / под ред. И. В. Грушвицкого и С. Г. Жилина. — С. 350—374. — 447 с. — 300 000 экз.

45. Швиденко А.З. Таблицы и модели хода роста и продуктивности насаждений основных лесообразующих пород Северной Евразии (нормативно-справочные материалы). М., 2006, 803 с.

46. Щеглов, Алексей Иванович. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. - М. Наука, 1999. - 266 с.

47. Audi G., Bersillon O., Blachot J., Wapstra A. H. The NUBASE evaluation of nuclear and decay properties// Nuclear Physics A. — 2003.

48. Beresford, N.A., Barnett, C.L., Gashchak, S., Kashparov, V., Kirieiev, S.I., Levchuk, S., Morozova, V., Smith, J.T., Wood, M.D., 2021. Wildfires in the Chernobyl exclusion zone—Risks and consequences. Integr. Environ. Assess. Manag.

49. Blackwood, L.G., 1992. The lognormal distribution, environmental data, and radiological monitoring. Environ. Monit. Assess. 21, 193–210.

50. Chandorkar K.R., Demgler N.G. Effect of low level continuous gamma irradiation on vascular cambium activity in scotch pine *Pinus sylvestris* L.// Environm. Experiment Botany. 1987. Vol. 27. No.2. P. 165-175

51. Chigira, M., Saito, Y., Kimura, K., 1988. Distribution of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in annual tree rings of Japanese Cedar, *Cryptomeria Japonica* D.Don. J. Radiat. Res. 29, 152–160.

52. De Cort, Marc et al. (1998). Atlas of Caesium  $^{137}\text{Cs}$  deposition on Europe after the Chernobyl accident. EUR 1673 EN/RU.

53. Fesenko, S. V., Soukhova, 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  $^{137}\text{Cs}$  by forest trees following the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys. 40, 105–113.

54. Hatano, Yuko et al. (1998). Aerosol migration near chernobyl: long-term data and modeling. Atmospheric Environment. 2587-2594.

55. Holiaka, D. M., et al. (2017). Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in wood scots pine (*Pinus sylvestris* L.) of Zhytomyr Polissya after the chernobyl accident. Nuclear Physics and Atomic Energy, 18(1), 63–71.

56. Holiaka, D., Yoschenko, V., Levchuk, S., Kashparov, V., 2020c. Distributions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  activity concentrations in trunk of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Chernobyl zone. Journal of Environmental Radioactivity, 222.

57. IAEA Chernobyl's legacy: Health, environmental and socio-economic impacts and recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine. The Chernobyl Forum

58. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants // Ann. ICRP. 2009. V. 38. No 4–6. P. 1–242

59. Hizuka, K., Toya, N., Ohshima, J., Ishiguri, F., Miyamoto, N., Aizawa, M., Ohkubo, T., Takenaka, C., Yokota, S., 2018. Relationship between  $^{137}\text{Cs}$  concentration and potassium content in stem wood of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). J. Wood Sci. 64, 59–64.

60. INEEL & KRI/R.G. Helmer and V.P. Chechey/Decay scheme of Caesium- $^{137}\text{Cs}$

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

62. 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, 339–353.

63. Kashparov, V.A., Lundin, S.M., Zvarych, S.I., Yeshchenko, V.I., Levchuk, S.E., Khomutinin, Y.V., Maloshtan, I.M., Protsak, V.P., 2003. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. Sci. Total Environ. 317, 105–119.

64. Khomutinin, Y., Fesenko, S., Levchuk, S., Holiaka, D., Kashparov, V., 2021. Optimising sampling strategies for emergency response. Vegetation sampling. J. Environ. Radioact. 233.

65. Khomutinin, Y., Fesenko, S., Levchuk, S., Zhebrovska, K., Kashparov, V., 2020. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. J. Environ. Radioact. 222.

66. Krasnov, V.P., Kurbet, T. V., Shelest, Z.M., Boiko, O.P., Zborovska, O. V., 2016.  $^{137}\text{Cs}$  distribution in the wood of Scots pine radial growth in the forests of Ukrainian polissia. Nucl. Phys. At. Energy 17, 394–399.

67. Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holiaka, D., Yoschenko, L., Santillo, D., Johnston, P., 2021. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. Environ. Int. 146, 106282.

68. Limpert, E., Stahel, W.A., Abbt, M., 2001. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. on the charms of statistics, and how mechanical models resembling gambling machines offer a link to a handy way to characterize log-normal distributions, which can provide deeper insight into variability and probability—normal or log-normal: That is the question. Bioscience 51, 341–352.

69. Matsuda, 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.

70. Miller, G., Melo, D., Martz, H., Bertelli, L., 2008. An empirical multivariate log-normal distribution representing uncertainty of biokinetic parameters for  $^{137}\text{Cs}$ . Radiat. Prot. Dosimetry 131, 198–211.

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

72. Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A., Yoshida, H., 2016. Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. J. Environ. Radioact. 161, 51–57.

73. Ohashi, S., Kuroda, K., Fujiwara, T., Takano, T., 2020. Tracing radioactive cesium in stem wood of three Japanese conifer species 3 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Wood Sci. 66.

74. Ott, W.R., 1990. A physical explanation of the lognormality of pollutant concentrations. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 40, 1378–1383.

75. Szabó, K.Z., Udvardi, B., Horvath, A., Bakacsi, Z., Pásztor, L., Szabó, J., Laczkó, L., Szabó, C., 2012. Cesium-137 concentration of soils in Pest County, Hungary. *J. Environ. Radioact.* 110, 38–45.

76. Thiry, Y., Goor, F., Riesen, T., 2002. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *J. Environ. Radioact.* 58, 243–259.

77. Woodwell G.M., Miller L.N. Chronic gamma radiation affects the distribution of radial increment in *Pinus rigida* stems // *Science*. 1963. Vol. 139. No 3551. P. 222-223.

78. Yoschenko, V. I., Kashparov, V. A., Melnychuk, M. D., Levchuk, 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.

79. Yoschenko, V., Ohkubo, T., Kashparov, V., 2018a. Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl. *J. For. Res.* 23, 3–14.

# НУБІП України

ДОДАТКИ  
Додаток А.2  
Фізичні показники зразків деревини

№	Діаметр деревина, см	Довжина керна, см	Маса зразка після відбору, г			Повітряно-суха маса, г		
			OW	MW	1W	OW	MW	1W
1	6,6	5,7	0,32	0,25	0,22	0,29	0,24	0,19
2	13	8,4	0,29	0,48	0,31	0,27	0,44	0,27
3	28	25,7	1,7	1,36	1,12	1,02	0,98	0,94
4	20,6	17,7	1,04	0,88	0,84	0,71	0,70	0,69
5	20	19	1,05	1,26	0,89	0,78	1,02	0,73
6	12,5	10,1	0,65	0,56	0,38	0,51	0,45	0,32
7	17,5	17	0,87	1,03	0,87	0,62	0,8	0,71
8	18	17,5	0,95	0,97	0,66	0,66	0,74	0,54
9	10	8,3	0,34	0,4	0,33	0,27	0,31	0,25
10	26	21,1	1,06	1,27	0,86	0,71	0,85	0,69
11	22	19	1	1,04	0,92	0,69	0,78	0,72
12	28	26,2	1,59	1,37	1,06	0,96	1,07	0,84
13	11	9,4	0,33	0,57	0,39	0,23	0,32	0,3
14	26,5	23,7	1,26	1,19	0,89	0,9	0,88	0,72
15	26	23,2	1,22	1,34	0,91	0,79	0,95	0,72
16	24	19,4	1,04	1,14	0,87	0,74	0,85	0,72
17	11	9,8	0,37	0,37	0,33	0,35	0,3	0,27
18	16	15,5	0,94	0,77	0,55	0,63	0,61	0,44
19	14	13	0,72	0,48	0,44	0,46	0,4	0,37
20	18,5	17,6	0,92	1,11	0,88	0,6	0,66	0,67
21	30,5	27,5	1,56	1,55	1,39	1,04	1,07	1,13
22	12,5	12	0,54	0,5	0,42	0,44	0,39	0,34
23	28,5	25	1,38	1,69	1,5	0,85	1,17	1,23
24	16,5	15,5	0,86	0,78	0,61	0,6	0,6	0,49
25	18,5	17,7	0,87	0,96	0,59	0,62	0,74	0,47
26	17	15,2	1,01	0,76	0,62	0,67	0,58	0,48
27	24,5	22,8	1,24	1,15	0,8	0,85	0,87	0,63
28	17	16	0,91	0,93	0,84	0,64	0,71	0,68
29	15	12,5	0,76	0,77	0,68	0,52	0,58	0,56
30	23,5	19,7	1,17	1,23	1,12	0,95	0,8	0,91
31	13,5	13,5	0,73	0,58	0,51	0,48	0,48	0,42

Продовження дод. А.2

32	10,5	9,6	0,43	0,52	0,41	0,32	0,41	0,34
33	15	13,4	0,76	0,72	0,67	0,54	0,58	0,52
34	16,5	14,7	0,82	0,64	0,79	0,46	0,6	0,46
35	13	12,5	0,72	0,74	0,59	0,47	0,58	0,46
36	13	12,1	0,63	0,66	0,43	0,39	0,49	0,32
37	13	13	0,75	0,46	0,34	0,55	0,38	0,27
38	25	23,5	1,1	1,06	0,67	0,73	0,75	0,51
39	17,5	16,7	0,96	0,97	0,79	0,63	0,72	0,61
40	14	12,5	0,71	0,67	0,48	0,48	0,52	0,34
41	23	21,4	1,22	0,84	0,76	0,8	0,69	0,62
42	20,5	18,5	1,07	0,92	0,73	0,76	0,71	0,59
43	14,5	12,7	0,89	0,75	0,58	0,45	0,57	0,46
44	30,5	25,2	1,53	1,49	1,35	1,03	1,04	1,08
45	10,5	10	0,47	0,5	0,35	0,4	0,43	0,29
46	31,5	27,8	1,73	1,69	1,56	1,13	1,09	1,24
47	24,5	22,5	1,23	1,21	0,78	0,84	0,9	0,62
48	24,5	23,2	1,22	1,15	1,12	0,82	0,82	0,88
49	13	12	0,6	0,53	0,52	0,41	0,38	0,42
50	15,5	15	0,72	0,66	0,57	0,39	0,53	0,46

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України



# Питома активність $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у шарах деревини

№	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг			Питома активність $^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг		
	OW	MW	IW	OW	MW	IW
	1	20900	26700	26900	2840	3760
2	21900	19400	28300	11600	65300	65300
3	16300	8100	4260	27200	25100	20600
4	9800	4240	3700	42800	47400	38700
5	15600	6860	7200	37300	35000	26800
6	7300	5690	5980	42500	30400	27000
7	14800	10960	7740	35800	44300	27400
8	11400	9470	6600	34300	39300	21700
9	9470	4500	5060	60400	32200	40400
10	17500	9030	7200	35000	42900	38300
11	6190	3270	1840	41600	41400	25300
12	12500	4930	4600	33500	40100	21800
13	4800	1380	1190	49100	54800	44000
14	9830	6900	3570	22000	32200	26600
15	13400	7020	6300	32200	41900	36900
16	11200	8800	5250	36600	58100	45700
17	7840	4200	4220	70000	86000	86300
18	27600	13400	11350	41300	45700	30900
19	12300	5690	5870	60000	52800	39200
20	36100	34400	14050	62300	69200	86200
21	23300	17800	9650	42500	54600	42300
22	40800	20500	16700	51700	42600	37300
23	35500	24000	11100	55200	65000	29400
24	28100	16800	11500	32300	34200	28600
25	18200	8950	6800	44200	40900	26800
26	7560	4470	5390	57800	41600	25800
27	15600	11500	7200	54200	52300	38300
28	7040	5400	4600	43400	45600	28200
29	5550	3910	2800	41700	41700	49500
30	8300	5200	3290	29900	30100	30200
31	3630	1440	1580	34200	24500	34200
32	2400	1140	980	53900	36100	34100

Продовження дод. Б.2

33	7470	3960	5970	40200	44000	33900
34	7300	4030	5430	46300	40400	54200
35	7870	4400	3740	35400	26800	26200
36	7460	3600	4150	56300	47600	49400
37	12000	3850	4000	31800	35400	41500
38	12700	5100	3090	30300	35600	36200
39	12000	5400	3750	37500	29400	23600
40	9260	4400	4650	62300	49200	59400
41	12660	5930	4100	30300	24100	15500
42	8180	5820	4210	21300	27900	24800
43	3800	2620	1680	32200	44000	32400
44	7000	6100	2050	28400	33600	24700
45	2140	1730	1700	40000	28800	22600
46	8340	5330	3750	27700	34000	31000
47	6280	4170	3800	14800	20700	21800
48	4640	3100	2500	27300	39800	27000
49	2760	1170	710	56600	62400	46700
50	4750	2140	2100	26900	29400	19700

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України