

НУБІП України

НУБІП України

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

06.04 – МКР. 1495 «С». 2022.10.18. 48 ПЗ

БОРДЮГА ОЛЕКСАНДРА АНДРІЙОВИЧА

2023

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ  
Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 504.5:628.4.047(477.41)

ПОГОДЖЕНО ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ  
Декан факультету Завідувач кафедри  
захисту рослин, біотехнологій та загальної екології, радіобіології та  
екології безпеки життєдіяльності

Коломієць Ю.В. Клепко А.В.  
(підпис) (ПІБ) (підпис) (ПІБ)  
« » 2023 р. « » 2023 р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему «Радіоекологічна оцінка окремих плям радіонуклідного забруднення на території природного заповідника "Древянський"»  
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

доктор біологічних наук, професор  
(науковий ступінь та вчене звання)

Гайченко В.А.  
(підпис) (ПІБ)

Керівник освітньої кваліфікаційної роботи

кандидат біологічних наук  
(науковий ступінь та вчене звання)

Ілленко В.В.  
(підпис) (ПІБ)

Виконав Бордюг О.А.  
(підпис) (ПІБ)  
КИЇВ – 2023

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (ННД) Захисту рослин, біотехнологій та екології

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

**Завідувач кафедри**

загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

доктор біологічних наук, с.н.с.  
(науковий ступінь, вчене звання)

Клепко А.В.

(підпис)

(ПІБ)

20

року

**ЗАВДАННЯ**

**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ**

**СТУДЕНТУ**

Бордюк Олександр Андрійович

(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: Радіоекологічна оцінка окремих плям

радіонуклідного забруднення на території природного заповідника "Древляньський"

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

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2023.10.31

(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури, закладання

пробного майданчика, проведення польових робіт, проведення камеральних робіт,

вимірювання  $\beta$ -активності  $^{90}\text{Sr}$  в зразках деревини після радіохімічного виділення

радіонукліду, обробка та обговорення отриманих результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Опрацювати літературу за темою дослідження та визначити чинники впливу, що  
призводять до міграції та накопичення Sr-90 в організмі риб.

2. Провести лабораторний експеримент з утримання риби у штучно забрудненому Sr-90  
середовищі.

3. З'ясувати як змінюється активність Sr-90 із часом перебування риб в забрудненому  
середовищі за допомогою методу авторадіографії.

4. Провести визначення елементів, що містяться в лусці риб за допомогою  
рентгенофлуоресцентного аналізу (XRF аналіз).

Перелік графічного матеріалу (за потреби)

Дата видачі завдання " 23 " листопада 2022 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Ілленко В.В.

(підпис)

(прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

Бордюк О.А.

(підпис)

(прізвище та ініціали студента)

## РЕФЕРАТ

Випускна магістерська робота на тему «Радіоекологічна оцінка окремих плям радіонуклідного забруднення на території природного заповідника «Древлянський»» викладена на 56 сторінках машинописного тексту, містить 2 таблиці, 11 рисунки. Список використаних джерел нараховує 12 літературних посилань з них 8 інтернет-джерел та 3 джерел іноземною мовою.

**Актуальність теми.** Випадіння після аварійного викиду з 4-го енергоблоку Чорнобильської АЕС сталися дуже нерівномірно. Співробітниками інституту сільськогосподарської радіології були побудовані досить детальні карти щільності забруднення території зони Відчуження. Але поза її межами є ділянки зі значними рівнями забруднення ґрунту.

Кілька років тому в рамках обстеження луків і пасовищ біля селища Народичі була виявлена пляма з досить значними, порівняно з навколишніми територіями, рівнями радіонуклідного забруднення. Постає питання про походження цієї плями, адже протягом 30 років після аварії про нього не було відомо.

Нашими дослідженнями ми намагалися встановити, чи є ця пляма наслідком радіоактивних випадів 1986 року, чи була сформована через людську діяльність при подальшій ліквідації наслідків аварії.

**Метою** нашої роботи було дослідити забруднену радіонуклідами пляму на пасовищі біля селища Народичі, Коростенського району, Житомирської області та, за можливості, з'ясувати причини її виникнення.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні завдання:

1. Дослідити  $\gamma$ -фон та провести  $\gamma$ -зйомку ділянки досліджень.
2. Відібрати проби ґрунту та провести лабораторні дослідження з вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ .
3. Визначити співвідношення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті дослідної ділянки.

4. Провести аналіз отриманих даних та за можливості зробити висновки про причини виникнення плями забруднення.

**Предмет дослідження** – питома активність та щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ , співвідношення активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ .

**Об'єкт дослідження** – забруднена радіонуклідами пляма на території пасовища.

**КЛЮЧОВІ СЛОВА:** забруднення радіонуклідами, питома активність,  $^{137}\text{Cs}$

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Вступ.....	7
РОЗДІЛ 1. Огляд літератури.....	8
1.1. Що таке радіоекологічна оцінка територій.....	8
1.2. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів.....	9
1.2.1. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів.....	11
1.2.2. Проведення гамма-зіомки над поверхнею ґрунту.....	12
1.2. Співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у чорнобильських випадінь.....	14
1.3. Загальні відомості про зону досліджень.....	15
1.4. Міграція радіонуклідів в ґрунті.....	18
1.4.1. Надходження в рослини радіонуклідного забруднення.....	24
РОЗДІЛ 2. Матеріали та методи досліджень.....	30
2.1. Опис експериментальної ділянки.....	30
2.2. Відбір проб ґрунту.....	31
2.3. Робота з радіометром РУБ-01-П6.....	31
2.4. Вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ за допомогою спектрометра СЕГ-001 АКП-С 63.....	34
2.4.1. Програмне забезпечення "AKWin".....	35
2.5. Вимірювання $\gamma$ -фону дозиметром-радіометром СТОРА та запис треку програмою GS Ecotest.....	38
РОЗДІЛ 3. Результати експериментальних досліджень.....	45
3.1. Народицький район Житомирської області.....	45
3.2. Потужність $\gamma$ -фону на досліджуваній ділянці.....	46
3.2. Результати вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ в ґрунті.....	47
3.4. Визначення співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на дослідній ділянці.....	50
ВИСНОВКИ.....	53
Перелік джерел посилань.....	54

## Вступ

**Актуальність теми.** Випадіння після аварійного викиду з 4-го енергоблоку Чорнобильської АЕС сталися дуже нерівномірно. Співробітниками інституту сільськогосподарської радіології були побудовані досить детальні карти щільності забруднення території зони Відчуження. Але поза її межами є ділянки з значними рівнями забруднення ґрунту. Кілька років тому в рамках обстеження луків і пасовищ біля селища Народичі була виявлена пляма з досить значними, порівняно з навколишніми територіями, рівнями радіонуклідного забруднення. Постало питання про походження цієї плями, адже протягом 30 років після аварії про нього не було відомо.

Нашими дослідженнями ми намагалися встановити, чи є ця пляма наслідком радіоактивних випадіннь 1986 року, чи була сформована через людську діяльність, як приклад відмивання техніки, що використовувалась при подальшій ліквідації наслідків аварії в наступні роки після катастрофи.

Оскільки територія на якій виявлена пляма використовується місцевими як пасовище, проблема надходження радіонуклідів через тварин актуальна як ніколи. Після проведення відбирання проб, проведення польових та лабораторних досліджень, оцінки співвідношення радіонуклідів в забрудненій зоні ми очікуємо отримати відповіді на питання походження цієї плями.

**Мета роботи** – дослідити забруднену радіонуклідами пляму на пасовищі біля селища Народичі, Коростенського району, Житомирської області та, за можливості, з'ясувати причини їх виникнення.

**Об'єкт дослідження** – забруднена радіонуклідами пляма на території пасовища.

**Предмет дослідження** – питома активність та щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ , співвідношення активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ .

## РОЗДІЛ 1. Огляд літератури

### 1.1. Що таке радіоекологічна оцінка територій

Радіоекологічна оцінка територій - це процес визначення впливу ядерних та радіоактивних речовин на природні та антропогенні екосистеми на певній території. Ця оцінка має на меті визначити рівень радіаційного навантаження та його можливі наслідки для довкілля та здоров'я людей.

Оцінка проводиться з використанням спеціалізованих методів і засобів вимірювання радіаційної активності та інших параметрів. Зазвичай вона включає в себе визначення рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів, води, повітря, а також біоти. Оцінка також враховує вплив радіації на рослини, тварин та людей, які мешкають або працюють на даній території [7].

Радіоекологічна оцінка є важливою для контролю зараження довкілля внаслідок ядерних аварій, випромінювання від ядерних установок чи інших джерел радіації. Також вона використовується при визначенні безпеки та прийнятності рівнів радіаційного фону для життя та діяльності на деякій території.

Радіоекологічна оцінка територій є важливою складовою екологічного моніторингу та управління радіаційними ризиками. Цей процес включає в себе інтеграцію наукових даних, інженерних рішень і стратегій в управлінні з метою забезпечення безпеки і захисту навколишнього середовища.

Основні аспекти радіоекологічної оцінки територій включають:

1. Моніторинг радіаційного забруднення: Збір даних про рівні радіоактивних речовин у природному середовищі, що дозволяє визначити потенційні джерела забруднення та їх розподіл в просторі та часі.

2. Аналіз даних: Обробка та інтерпретація зібраних даних для визначення рівнів радіаційного навантаження, ідентифікації джерел забруднення, та оцінки можливих ризиків для здоров'я та довкілля.



3. Оцінка екологічних наслідків: Визначення впливу радіаційного забруднення на біологічну різноманітність, включаючи вплив на флору та фауну, а також екосистеми та біологічні цикли.

4. Оцінка здоров'я людей: Вивчення можливих наслідків для здоров'я людей, які проживають на забрудненій території, включаючи врахування дози опромінення та інших факторів, що впливають на здоров'я.

5. Визначення заходів зменшення ризику та відновлення території: Розробка стратегій та заходів для зменшення радіаційного забруднення, включаючи зонування та обмеження доступу до радіоактивно забруднених зон, а також можливі методи відновлення природного середовища.

6. Контроль та моніторинг після заходів: Постійний моніторинг та оцінка результатів впроваджених заходів для забезпечення їх ефективності та вчасного реагування на будь-які подальші зміни в радіоекологічному стані території.

Радіоекологічна оцінка територій є необхідною для забезпечення безпеки людей і охорони довкілля в умовах радіоактивного забруднення. Вона допомагає приймати обґрунтовані рішення щодо використання та відновлення радіоактивно забруднених територій і встановлення меж безпеки для життя та діяльності людей.

## **1.2. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів**

Моніторинг ґрунтів представляє собою систему спостережень, кількісної оцінки та контролю, спрямовану на вивчення та регулювання використання ґрунтів і земель з метою оптимізації їх продуктивності. Цей процес охоплює контроль, діагностику, прогнозування та управління станом ґрунтів з метою збереження і відтворення їх родючості. Моніторинг ґрунтів інтегрується в

екологічний моніторинг та є необхідною складовою системи спостереження за суміжними середовищами та біосферою в цілому.

Радіоекологічний моніторинг ґрунтів – це система кількісної оцінки в ґрунті вмісту певних природних і штучних радіонуклідів з метою контролю за їх використанням на забруднених радіонуклідами територіях [7].

Необхідно відзначити, що забруднення ґрунтів радіоактивними речовинами, так само як і будь-якими токсикантами, має ряд важливих специфічних особливостей.

По-перше, ґрунт є найбільш стабільним та малорухомим природним середовищем, у порівнянні, наприклад, з атмосферою або поверхневими водами. Міграція радіоактивних речовин в ґрунті відбувається відносно повільно, особливо на рівнинах. Високі рівні забруднення ґрунтів деякими радіоактивними речовинами можуть локалізуватися в місцях їх викиду у природне середовище на тривалий період.

По-друге, можлива поступова зміна хімічного складу як ґрунтів, так і радіонуклідів, наприклад, на сільськогосподарських угіддях через вплив факторів, таких як вапнування, гіпсування та внесення добрив.

По-третє, радіоактивні речовини, що потрапляють на ґрунт, можуть переноситися атмосферним повітрям разом із пилом або змиватися дощовими водами. Однак не всі ці механізми переносу відіграють суттєву роль у забрудненні ґрунтів.

По-четверте, під впливом фізико-хімічних факторів, таких як вода, кисень, рН, склад обмінного комплексу та інші, а також діяльності мікроорганізмів, радіоактивні речовини можуть розкладатися та переходити у більш доступний для живих організмів стан, або, навпаки, включатися у складні комплекси та ставати важкодоступними.

За В.В. Медведєвим, автором концепції техніко-економічного обґрунтування моніторингу ґрунтів, зокрема радіоекологічного моніторингу, необхідність цього процесу обумовлена чотирма ключовими факторами:

Збереження здатності ґрунтів до регуляції циклів біофільних елементів: Важливість полягає в тому, щоб підтримувати ґрунти у такому стані, щоб вони продовжували виконувати свою роль у регулюванні циклів біофільних елементів, які є основою для життя людини та біосфери.

Контроль та запобігання негативному розвитку процесів ґрунтоутворення: Спрямованість на уникнення негативних наслідків безгосподарської діяльності людини, таких як деґуміфікація, ерозія, переущільнення, забруднення, підкислення, підтоплення, засолення, та інші процеси, що впливають на ґрунти.

Підвищення родючості ґрунтів і поліпшення урожайності: Визнання необхідності ефективної меліорації і хімізації для підвищення родючості ґрунтів, подолання застійних явищ в урожайності та покращення якості сільськогосподарської продукції.

Неможливість отримання адекватної оцінки сучасного стану ґрунтового покриву: Підкреслення проблем з оцінкою стану ґрунтового покриву на основі застарілих даних, обмеженої доступності інформації, невідповідності методик та неузгодженості матеріалів. Це обґрунтовує потребу в інвестиціях для усунення деформаційних явищ та раціонального використання ресурсів для цієї мети [1,7].

### 1.2.1. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів

У контексті концепції В.В. Медведєва, радіоактивне забруднення ґрунту розглядається як окремий тип деградації, поряд із фізичною, хімічною та біологічною деградацією, що призводить до втрати родючості. Цей тип має специфічні особливості, пов'язані з властивостями радіонуклідів як носіїв іонізуючого випромінювання.

Одним з завдань радіоекологічного моніторингу є періодичний контроль за вмістом дозоутворюючих радіонуклідів та впливом природних та антропогенних чинників на їхню динаміку. Об'єктами моніторингу можуть бути будь-які типи ґрунтів, які знаходяться у межах території радіонуклідного забруднення [7].

Враховуючи, що для достовірної оцінки ґрунтів необхідна інформація про різноманітні фактори, такі як клімат, ґрунтоутворні породи, води, кількість і якість рослинницької продукції, радіоекологічний моніторинг включає ці компоненти у свій обсяг. Цей підхід дозволяє отримати цілісне уявлення про стан біосфери, поєднуючи ґрунти з іншими складовими середовища.

Для достовірної діагностики радіоекологічного стану ґрунтів важливо мати інформацію про такі параметри, як тип ґрунту, структура ґрунтового покриву, вміст гумусу та основних елементів живлення рослин, рН, ємність вбирання, режими та показники ерозії, якість зрошувальних вод тощо [1,7].

Спостереження за станом ґрунтів ведуться наземними та дистанційними методами. Важливо вивчити кореляційні зв'язки між цими методами, що вимагає сучасних математичних засобів та автоматизованих систем обробки інформації. Періодичність досліджень залежить від динаміки радіаційного фону та рівня радіонуклідного забруднення.

### **1.2.2. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту**

В результаті радіоактивних викидів виникає поверхневе забруднення місцевості. Протягом тижнів, місяців, і років радіоактивні продукти під впливом різних процесів починають проникати у глибину ґрунту: разом з частинками-носіями, при змиві з поверхні цих частинок або при їх руйнуванні. Це призводить до формування об'ємного забруднення верхнього шару ґрунту товщиною у декілька сантиметрів.

Наприклад, в перші декілька місяців після аварії на Чорнобильській АЕС, у верхньому 3–5-сантиметровому шарі дерновоцільозного ґрунту міститься більше 95% всієї радіоактивності, і лише через 30 років довгоживучі радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  проникають до глибини 20–25 см.

Створюється радіоактивне поле, відоме як гамма-поле, над слідом радіоактивної хмари, що виникає внаслідок ядерного вибуху або аварії на підприємствах ядерного паливного циклу. Це поле оцінюється за допомогою гамма-зйомки території, яка є ефективним методом визначення масштабів і

ступеня радіоактивного забруднення ґрунту на сільськогосподарських і лісових угіддях. Гамма-зйомка оцінює потужність радіаційного фону (гамма- та  $\beta$ -фону) за допомогою переносних дозиметрів-рентгенометрів, що надає оперативну інформацію про стан радіоекологічного середовища.

У випадку, коли показники дози перевищують 30%, ділянка вважається забрудненою неоднорідною. В таких випадках проводиться додаткова гамма-зйомка для виділення рівномірно забруднених елементарних ділянок, на яких розміщують пробні майданчики.

Розташування пробних майданчиків має відповідати певним критеріям, включаючи рівність, відсутність порушень цілісності поверхні, відстань від будівель, дерев, доріг, і Гамма-зйомка місцевості проводиться за певними методичними вимогами, які включають в себе визначення потужності гамма-поля (гамма-дози) з використанням гамма-дозиметрів-рентгенометрів.

Насамперед, точки вимірювання розташовуються на маршрутних лініях на відстані не більше 100 м одна від одної, на висоті 1 м від поверхні ґрунту.

У випадку, коли максимальні відхилення від середнього значення потужності гаммамісць акумулювання або змиву радіоактивного забруднення на поверхні ґрунту. Відстань між місцями відбору точкових проб ґрунту на пробному майданчику або між пробними майданчиками повинна бути не менше 1 м.

Для визначення рівня радіоактивного забруднення ґрунту, зазвичай рекомендується використовувати середню пробу, складену з 5–10 точкових проб для кожного контрольного майданчика. Максимальна точність визначення рівня радіоактивного забруднення залежить від характеристик використовуваного приладу.

Для оцінки потужності дози в різних висотах від землі, також враховуються поправочні коефіцієнти, які враховують вплив різних факторів, таких як нерівності земної поверхні, рослинний покрив, атмосферний тиск, температура та вологість повітря. Результати гамма-зйомки наносяться на плани

землекористування в масштабі 1:10000 і дозволяють виділити радіоактивно забруднені території та визначити їх межі.

Аналіз і вимірювання радіонуклідів у ґрунті проводяться в лабораторних умовах за допомогою спектрометрії. Величини поправочних коефіцієнтів для оцінки потужності гамма-поля на різних висотах можна знайти в літературі та матеріалах, що надаються відповідними органами і організаціями [1,7].

## 1.2. Співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у чорнобильських випадіннь

Співвідношення  $^{137}\text{Cs}$  (цезій-137) та  $^{90}\text{Sr}$  (стронцій-90) у Чорнобильських випадіннях стає важливим питанням у контексті радіаційного забруднення, яке виникло внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції в квітні 1986 року. Ці два радіоактивних ізотопи виникають під час ядерних вибухів та аварій і можуть мати серйозний вплив на навколишнє середовище та здоров'я людей.

### 1. \*\*Цезій-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ):\*\*

-  $^{137}\text{Cs}$  є продуктом ядерного розпаду в ураній-235 та плутонієвих ядрах під час ядерних вибухів та аварій.

- Важливим фактором розповсюдження  $^{137}\text{Cs}$  є його хімічні властивості, оскільки він легко розчиняється в воді та може бути транспортований з повітрям та водою.

-  $^{137}\text{Cs}$  є довгоживучим радіоактивним ізотопом. Період напіврозпаду для  $^{137}\text{Cs}$  становить близько 30 років.

### 2. \*\*Стронцій-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ):\*\*

-  $^{90}\text{Sr}$  також утворюється під час ядерних вибухів і аварій, але він виникає внаслідок розпаду ядер важких елементів, таких як уран-235 та плутоній.

-  $^{90}\text{Sr}$  може вступати в хімічні реакції, подібні до кальцію, і накопичуватися в кістках та зубах людини, що може призвести до значного впливу на здоров'я.

У Чорнобильській аварії велика кількість радіоактивних матеріалів була викинута в атмосферу, включаючи  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Після аварії значна кількість цих радіонуклідів осіла на землі, воді та рослинах, що спричинило серйозну радіаційну забрудненість області.

Співвідношення між  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  може варіюватися в залежності від конкретного місця і часу, а також від природних та кліматичних умов. Моніторинг та вивчення цих радіонуклідів важливі для оцінки радіаційних ризиків для здоров'я людей та навколишнього середовища, а також для прийняття рішень щодо заходів по зменшенню цих ризиків.

Щільність забруднення досліджуваних територій  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться у діапазоні 150-400 та 4-10 кБк/м<sup>2</sup> відповідно [1].

Для розрахунку співвідношення щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  до  $^{90}\text{Sr}$  можна використовувати найнижчі та найвищі значення щільності забруднення для обох ізотопів:

1. Для найнижчих значень:

$$\text{Співвідношення щільності} = \frac{150 \text{ кБк/м}^2}{4 \text{ кБк/м}^2} = 37,5$$

2. Для найвищих значень:

$$\text{Співвідношення щільності} = \frac{400 \text{ кБк/м}^2}{10 \text{ кБк/м}^2} = 40$$

Отже, співвідношення щільності  $^{137}\text{Cs}$  до  $^{90}\text{Sr}$  на досліджуваній території коливається в межах від 37,5 до 40, відповідно до найнижчих та найвищих значень концентрацій цих ізотопів.

### 1.3. Загальні відомості про зону досліджень

Природний заповідник "Древлянський" розташований в Народицькому районі Житомирської області та охоплює площі лісів, які зазнали забруднення радіонуклідами та потребують обов'язкового відселення. Цей заповідник розташований на південь і схід від селища Народичі та розташований вздовж річки Уж та її правих приток - Лозниця, Ослив і Звіздаль.

Заповідник був створений відповідно до Указу Президента України Віктора Ющенка № 1038/2009 від 11 грудня 2009 року під назвою "Про створення природного заповідника "Древлянський". Він включає велику частину території ландшафтного заказника місцевого значення "Древлянський", який був створений рішенням 8-ї сесії Житомирської обласної ради № 191 від 05.01.2007 року та має загальну площу 40055,6 гектарів. Заповідник прилегає до цього заказника та розташований на його території близько 10 тисяч гектарів.

Як і ландшафтний заказник "Древлянський", так і заповідник були створені за ініціативою Народицької районної державної адміністрації Житомирської області та Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Житомирській області на основі наукових обґрунтувань, розроблених О.О. Орловим, кандидатом біологічних наук, старшим науковим співробітником Поліського філіалу Українського ордена "Знак Пошани" науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г.М. Висоцького.

Заповідник охоплює землі державної та комунальної власності та був створений з метою збереження унікальних лісових і водно-болотних природних комплексів Українського Полісся, захисту реліктових та ендемічних рослин і тварин, а також відтворення та збагачення природних лісів регіону [8].

Територія заповідника охоплює значні площі лісів, сильно забруднених радіонуклідами, тобто зони безумовного відселення, розділені невеликими масивами колишніх сільсько-господарських угідь. Антропогенний вплив на лісові та інші природні екосистеми, а також колишні агроекосистеми понад 20 років після Чорнобильської катастрофи був мінімальний.

Заповідник охоплює землі державної та комунальної власності. Створений з метою збереження унікальних лісових і водно-болотних природних комплексів Українського Полісся, охорони реліктових та ендемічних рослин і тварин та відтворення і збагачення природних лісів регіону. Формування органів управління та фонду заповідника мало тривати



протягом 2010—2012 років, згідно з відповідним указом Президента України Віктора Ющенка.

Природна флора Древлянського природного заповідника налічує близько 800 видів судинних рослин, що складає близько 53 % флори

Українського Полісся. У складі флори судинних рослин переважають родини айстрових (Asteraceae), осокових (Cyperaceae), капустяних (Brassicaceae), розових (Rosaceae), губоцвітих (Lamiaceae), злакових (Poaceae).

У Древлянському заповіднику мешкають види, що занесені до Бернської конвенції: водяний горіх плаваючий (*Trapa natans*), змієголовник Рюйша (*Dracosephalum ruyschiana*), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*), сон широколистий (*Pulsatilla patens*), юринея синювата (*Jurinea cyanooides*), а також види, що занесені до Європейського червоного списку видів, які зникають у всесвітньому масштабі — козельці українські (*Tragorogon ucranicus*) та смілка литовська (*Silene lithuanica*).

Численні у Древлянському заповіднику також види судинних рослин, що занесені до третього видання «Червоної книги України»:

Будатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*). Водяний горіх плаваючий (*Trapa natans*). Гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*). Дифазіаструм триколосковий (*Diphysastrum tristachyum*). Змієголовник Рюйша (*Dracosephalum ruyschiana*). Коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*). Косарики черепитчасті (*Gladiolus imbricatus*). Лілія лісова (*Lilium martagon*). Любка дволиста (*Platanthera bifolia*). Осока затінкова (*Carex umbrosa*). Пальчатокорінник м'ясо-червоний (*Dactylorhiza incarnata*). Пальчатокорінник Фукса (*Dactylorhiza fuchsii*). Тівники сибірські (*Iris sibirica*). Плаун колючий (*Lycopodium annotinum*). Сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*). Сон широколистий (*Pulsatilla patens*).

Також на території заповідника охоронятимуться популяції багатьох регіонально рідкісних видів флори, таких, як калідо сарматське (*Melittis sarmatica*), мучниця звичайна (*Arctostaphylos uva-ursi*), лівники угорські (*Iris hungarica*), суховершки великоквіткові (*Prunella grandiflora*), тирлич звичайний (*Gentiana pneumonanthe*), гвоздика стиснуточашечкова (*Dianthus stenocalyx*), гвоздика несправжньорозчепірена (*Dianthus pseudosquarrosus*) та ін. У Кліщівському лісництві виявлений локалітет *Rhododendron luteum*, один з найбільш східних в Україні.

#### 1.4 Міграція радіонуклідів в ґрунті

Ґрунт є основним резервуаром природних радіонуклідів, які поступають до біосфери. Міграція радіонуклідів в ґрунті включає різні процеси, які ведуть до переміщення радіонуклідів у ґрунті, а також до їхнього розподілу за глибиною та горизонтальним напрямком. Важливо враховувати, що вертикальна і горизонтальна міграція радіонуклідів відбувається одночасно, тому окремий аналіз кожного типу міграції не має сенсу.

Міграційні властивості радіонуклідів в ґрунті і їх вплив на біологічні цикли визначаються численними факторами, такими як фізико-хімічні властивості самими радіонуклідами, характеристики ґрунту та вплив навколишнього середовища.

Радіонукліди можуть існувати у різних фізико-хімічних формах в навколишньому середовищі, таких як аерозолі, гідрозолі, частинки, або сорбовані на різних матеріалах. Рухливість радіонуклідів залежить від їхньої форми та впливу фізико-хімічних процесів в ґрунті.

Під впливом різних факторів, таких як дифузія в кристалічну структуру мінералів та утворення комплексних сполук, радіонукліди можуть переходити в менш рухливі форми в ґрунті. Наприклад, радіонуклід цезій може старіти, що призводить до зменшення його доступності для рослин.

З іншого боку, під впливом факторів, таких як вода, кисень, діяльність мікрофлори тощо, великодисперсні частинки у ґрунті можуть руйнуватися і переходити у дрібнодисперсні форми. Це може зростити рухливість та біологічну доступність радіонуклідів.

Хімічні властивості радіонуклідів грають важливу роль у їхній взаємодії з ґрунтом. Наприклад, іони радіонуклідів можуть сорбуватися ґрунтом і утворювати стійкі комплексні сполуки, що роблять їх недоступними для рослин. Рухливість і доступність радіонуклідів також залежать від їхнього заряду і маси.

Механічний та мінералогічний склад ґрунту грають важливу роль у поведінці радіонуклідів. Наприклад, ґрунти різних типів можуть по-різному утримувати радіонукліди, в залежності від механічного складу та наявності глинистих частинок. Більша дисперсність елементів ґрунту може призводити до більшої сорбційної здатності ґрунту щодо радіонуклідів.

Крім того, глинисті та мулові фракції ґрунту включають в себе більше мінералів, таких як монтморилонітової групи мінерали, слюд і гідрослюд, які є трьохшаровими мінералами та володіють високою здатністю до поглинання речовин. З іншого боку, переважаючими мінералами в пісочних фракціях, навіть у дрібному піску, є кварц і польові шпати, і їх здатність до сорбції дуже обмежена.

Дрібно пилуваті і мулисті частинки у високодисперсних фракціях ґрунту також містять найбільше органічних речовин, які значно впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту органічної речовини у ґрунті, перехід радіонуклідів в рослини стає менш ефективним. Гумусні кислоти гумусу мають високу здатність зв'язувати радіонукліди та утворювати з ними складні сполуки, що ускладнює їхню міграцію в рослини.

У більших фракціях ґрунту вміст органічних речовин різко знижується, і в дрібному піску вони практично відсутні.

Торф'яні ґрунти містять дуже велику кількість органічних речовин (до 90%), проте вони переважно представлені напіврозкладеними рештками рослин і мають невеликий вміст гумусу. Мінеральна фракція, включаючи дрібнодисперсну, у торф'яних ґрунтах обмежена, і в них також низький вміст обмінних катіонів. Тому торф'яні ґрунти мають низьку здатність до поглинання радіонуклідів та утримання їх.

Загалом властивості ґрунтів формують рівень їхньої здатності до сорбції та утримання радіонуклідів. В залежності від типу ґрунту ця здатність може різнитися, наприклад, торф'яні ґрунти мають найнижчий рівень сорбції, водночас як чорноземи проявляють високу здатність до утримання радіонуклідів.

Важливим аспектом є і агрохімічні властивості ґрунту, оскільки реакція ґрунтового розчину може впливати на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, таких як  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , збільшення кислотності розчину знижує їх фіксацію в ґрунті і сприяє їхньому руху в рослини. В окремих випадках, як от  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , збільшення рівня рН може перетворити їх у менш доступні сполуки.

Важливу роль також відіграє вміст обмінного кальцію у ґрунтах, який відображає "карбонатність" ґрунту. Зі збільшенням карбонатів, надходження  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в рослини зменшується, оскільки карбонати можуть фіксувати радіонукліди і конкурувати з кальцієм, що обмежує надходження стронцію, включаючи його радіоактивні ізотопи.

Зі зростанням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням вмісту аніонів  $\text{CO}_3^{2-}$ , а також при збільшенні концентрації аніонів  $\text{PO}_4^{3-}$  і  $\text{SO}_4^{2-}$ , збільшується здатність  $^{90}\text{Sr}$  до сорбції через взаємодію з важкорозчинними та погано засвоєваними рослинами сполуками стронцію. Як результат, в ґрунтах з

підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження потоку  $^{90}\text{Sr}$  до рослин.

Збільшення кількості обмінного калію в ґрунті знижує переміщення та надходження  $^{137}\text{Cs}$  до рослин. З цього боку, це пов'язано з тим, що велика

кількість калію в ґрунті призводить до заміни всіх обмінних катіонів ґрунту на калій, що збільшує сорбцію та фіксацію цезію. З іншого боку, конкурентні відношення виникають між калієм і цезієм при надходженні до рослин, оскільки вони є хімічними аналогами.

Поглинання та сорбція радіонуклідів ґрунтом значно залежать від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів. Збільшення вмісту стабільних нуклідів призводить до меншого закріплення радіонуклідів в ґрунті та більшого їхнього надходження до рослин. Це пояснюється розведенням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних нуклідів та зменшенням частки радіоактивних у загальному забрудненні елемента.

Особливу увагу слід приділити одному з основних природних радіоактивних "забруднювачів" ґрунту та біосфери -  $^{40}\text{K}$ . Вміст  $^{40}\text{K}$  в орному шарі є великим, знаходячись на рівнях від  $2,7$  до  $21,6 \cdot 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> (від  $0,7$  до  $5,8$  Кі/км<sup>2</sup>). Максимальну радіоактивність завдяки  $^{40}\text{K}$  мають ґрунти, які розвиваються на кислих магматичних породах та містять мінерали з високим вмістом калію, такі як біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, включаючи  $^{40}\text{K}$ , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив ( $60$  кг/га), до ґрунту може надійти  $1,35 \cdot 10^6$  Бк  $^{40}\text{K}$ . При одноразовому внесенні це не суттєво змінить вміст  $^{40}\text{K}$ , але при тривалому внесенні калійних добрив це може вплинути на його баланс.

Міграція  $^{40}\text{K}$  в ґрунті, надходження в рослини і подальший рух в біологічному ланцюжку визначається поведінкою стабільних ізотопів  $^{39}\text{K}$  і  $^{41}\text{K}$  і залежить від численних властивостей ґрунту, таких як карбонатність, реакція середовища, вміст різних катіонів, зокрема натрію, концентрація аніонів та

інші. Проте зменшення надходження  $^{40}\text{K}$  також призводить до зменшення надходження калію взагалі, оскільки калій є одним із ключових біогенних елементів.

Погодно-кліматичні умови грають важливу роль у міграції радіонуклідів, не лише в атмосфері, але й в ґрунті. Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та інші погодно-кліматичні явища впливають на цей процес.

Особливо велике значення має вплив вітру на переміщення радіоактивних частинок. Вітер, піднімаючи частки з поверхні ґрунту, може спричинити вторинне швидке розповсюдження радіоактивних речовин на великі відстані від місця їх викиду, що може призвести до забруднення чистих ґрунтів.

Існують три основні види вітрового підняття ґрунту: справжній вітровий підйом, який відбувається за рахунок руху повітря над поверхні ґрунту; локальний вітровий підйом, що виникає завдяки особливостям рельєфу, наявності лісів або будівель; механічний вітровий підйом, який виникає внаслідок господарської діяльності, такої як обробка полів або рух транспорту.

Швидкість руху повітря є важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше з сухої поверхні, на розораних полях або схилах, які відкриті для впливу вітру.

Сезон, в який трапилася радіонуклідна забруднення навколишнього середовища, має значний вплив на взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Взаємодія буде мінімальною під час зимового періоду з низькими температурами та міцними атмосферними опадами. У той же час, позитивні температури та висока вологість ґрунту влітку підсилюють цю взаємодію.

Коли радіоактивні частинки потрапляють на поверхню ґрунту, вони втягуються в процеси вертикальної міграції у глибину ґрунту, що має важливе

значення. Це призводить до зменшення дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, а також до зменшення їхнього вторинного переносу вітром та поверхневими водами. У той же час кількість радіонуклідів, яка потрапляє в рослини та переходить в ґрунтові води, може значно змінюватись.

Швидкість вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті суттєво залежить від властивостей цих радіонуклідів, механічного та мінералогічного складу ґрунту, його хімічних характеристик, але великою мірою вона визначається кількістю атмосферних опадів.

Частинки різних розмірів можуть переміщуватися вглиб ґрунту разом із потоком води, проникаючи через тріщини, які утворюються під час сухого періоду, або через ходи черв'яків та інших організмів. Цей процес називається фільтрацією, і він полягає в переміщенні рідини через пористе середовище під впливом гравітації. Дифузійний рух також відіграє свою роль, оскільки радіонукліди рухаються в напрямку градієнта концентрації для вирівнювання її різниці. Конвекційний перенос відбувається внаслідок зміни густини води через температурні або солонісні різниці.

Проте варто зазначити, що процес вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті відбувається досить повільно. Наприклад, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораному дерново-відзолістому піщаним ґрунті з легким механічним складом 24 роки після викиду радіоактивних продуктів близько 90% кількості радіонуклідів містилась у верхньому 15–20-сантиметровому шарі. У важкому механічному складі ґрунту з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів  $^{90}\text{Sr}$  проникає на більшу глибину, ніж  $^{137}\text{Cs}$ , що пов'язано з більшою розчинністю стронцію та процесом "старіння" цезію.

Важливий вплив на горизонтальну міграцію радіонуклідів мають погодно-кліматичні умови. Сильні зливи влітку та восени можуть призвести до

значного змиву радіонуклідів з площ водозаборів в водойми та забруднення водойм, що використовуються як джерела питної та поливної води. Схожа ситуація може виникнути при утворенні товстого снігового покриву взимку та швидкому таненні снігу весною, коли раптовий розтаювання снігу та обмежена фільтрація опадів в мерзлий ґрунт сприяють перенесенню радіонуклідів по поверхні.

У процесах горизонтальної міграції велике значення мають особливості рельєфу місцевості та наявність рослинності. Специфічні рельєфні особливості, наявність лісових насаджень та густе рости́ння рослин можуть практично повністю призупиняти рух радіонуклідів по поверхні, тоді як круті схили та відсутність рослин можуть підсилити цей рух.

#### 1.4.1 Надходження в рослини радіонуклідного забруднення

При відсутності ознак радіаційного ураження рослини можуть накопичувати значні кількості радіонуклідів, зокрема  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Це може призвести до неможливості використовувати врожай для харчування людей або годівлі тварин. Тому вивчення закономірностей надходження, накопичення та розподілу окремих радіонуклідів в органах сільськогосподарських рослин стає надзвичайно важливим.

Виявлено, що  $^{90}\text{Sr}$  діє подібно до кальцію, а  $^{137}\text{Cs}$  – до калію. Максимальна концентрація  $^{90}\text{Sr}$  завжди спостерігається в рослинах, багатих на кальцій, таких як кальцефільні види родини бобових, а також деякі представники родини розовітих та жовтцевих. Найбільша кількість  $^{137}\text{Cs}$  накопичується в рослинах, багатих на калій, таких як картопля, буряк, капуста, кукурудза, вівсянка, льон, соняшник та інші.

Ця закономірність не має нічого незвичайного, оскільки, як вже зазначалося, стронцій перебуває у тій самій групі елементів періодичної системи, що і кальцій, а цезій перебуває в тій самій групі, що і калій. Властивості хімічних елементів об'єднуються в ґрупи на основі схожості



деяких хімічних властивостей. Тому стронцій має властивості, схожі на кальцій, а цезій – на калій, так само, як і інші елементи, що належать до цих груп.

Як вже було зазначено, радіоактивні речовини потрапляють до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) та через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе головним чином лише під час випадання радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як кореневе надходження може відбуватися протягом десятків років.

Можливість проникнення радіонуклідів в рослини через поверхню листя та інші надземні органи була виявлена ще в досліджах із некореневим додаванням мінеральних елементів. Радіоактивні речовини найактивніше поглинаються листям (що відоме як "листова поглинання") та квітками ("флоральне поглинання"). Також існує процес поглинання через верхні корені рослин, але цей процес характерний лише для видів рослин, які мають такий тип коренів.

Листова поглинання радіоактивних речовин майже всюди поширене серед різних видів рослин, за винятком, можливо, деяких ксерофітів - рослин з густою кутикулою на поверхні листя, обмеженою кількістю поміжклітинних просвітів та з листям, що має колючу структуру.

Флоральне поглинання радіоактивних речовин є важливим для багатьох видів рослин. Питомий внесок флорального поглинання визначається розміром квітки, її формою та розташуванням на рослині. Наприклад, рослини з великими квітками, розташованими на видному місці на рослині, набирають більше радіоактивних речовин, ніж ті, що мають менші квітки, розташовані поодинокі. У разі флорального поглинання, може статися механічний захват великих радіоактивних частинок квітками, які потім можуть потрапити до плоду. Наприклад, під час аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 році, під час

масового цвітіння садів, плоди та ягоди багатьох культур були забруднені радіонуклідами, перевищуючи санітарно-гігієнічні норми на значній території північної України.

Однією з необхідних умов для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Здатність листя поглинати вологу залежить від багатьох факторів, таких як форма листя, наявність волосків, товщина кутикули, наявність жирів у кутикулі, вік листя та наявність води в самому листі. Довший контакт вологи з листям призводить до більшого поглинання радіоактивних речовин. Ця тривалість контакту залежить від температури, вологості, швидкості випаровування води та інших факторів, які впливають на цей процес. Молоде листя сприймає радіонукліди швидше, ніж старше листя. Товста кутикула та вміст жирів у кутикулі утруднюють проникнення радіонуклідів.

Радіонукліди потрапляють всередину листя через процес поглинання та обміну з кутикулою та клітинними стінками. Продихи також можуть впливати на цей процес, але їх питомий внесок поки що не вивчений.

Частина радіонуклідів, як і звичайних елементів живлення, залишається в місці проникнення в рослину, тоді як інша частина, яка включається до транспортних систем, рухається та накопичується в різних органах рослини, включаючи ті, які є харчовими. Доля радіонуклідів залежить від їх хімічних властивостей, фізіологічної ролі у рослині, виду рослини та її фізіологічного стану. Часто радіонукліди цезію та йоду, аналоги калію, рухаються швидше по рослині та активно накопичуються в її органах, включаючи зерно та коренеплоди. Наприклад, при нанесенні радіонуклідів на листя соняшника, близько 20%  $^{137}\text{Cs}$  накопичується в насінні. З іншого боку,  $^{90}\text{Sr}$  накопичується в набагато менших кількостях.

Це зрозуміло, оскільки калій, належить до важливих елементів живлення рослин, має високий рух по рослині. Інші елементи цієї групи, включаючи

цезій, рубідій, натрій та літій, також рухаються схожим чином. На відміну від цього, кальцій має менш значущу роль у рослині та бере участь в меншій кількості хімічних процесів, тому стронцій накопичується в рослинах в меншій кількостях.

Позакореневе надходження радіонуклідів до рослин може тривати протягом всього періоду вегетації. Воно залежить від наявності листя на рослині, що пов'язано з фазою їх розвитку під час опадів радіоактивних частинок.

Вагомий вплив на позакореневе надходження мають погодні умови. Частинки можуть змиватися під час дощу або переноситися вітром. Залишення радіонуклідів на рослинах під впливом таких факторів визначається формою окремих органів рослин та їх механічними властивостями.

Внаслідок вітрового переносу радіоактивного пилу з поверхні землі, а також під час дощу та штучного зрошення, стає можливим вторинне забруднення надземних частин рослин радіонуклідами. Це важливо враховувати при розробці заходів для зменшення надходження радіонуклідів до рослин.

Під час аварії на Чорнобильській АЕС, основна маса радіонуклідів опустилася протягом перших 2-3 тижнів кінця квітня та початку травня. Переважно це стосувалося озимих видів, природних та сіяних багаторічних трав та плодів культур. Для інших рослин вторинне аеральне забруднення від ґрунтових частинок, перенесених вітром або за допомогою дощу, було основним джерелом забруднення. Внесок забруднення через корені був менш значущим.

Загалом, рівень забруднення радіонуклідами рослин залежить від кількості радіоактивних опадів. Позакореневе надходження залежить від

загальної кількості опадів на поверхню ґрунту. У деяких випадках позакореневе надходження навіть може зростати з часом.

Згідно з вищезазначеним, ґрунт є ефективним поглиначем різних елементів та речовин, включаючи радіоактивні речовини. Особливо висока здатність до поглинання спостерігається у поверхневих горизонтах ґрунту, особливо тих, які містять значну кількість органічних решток, що є важливою складовою ґрунтового вуглецю. Ці горизонти ґрунту мають схильність утримувати основну частину радіоактивних речовин у верхніх 5-10 сантиметрах ґрунту, тоді як на оброблюваних полях такі речовини розподіляються більш рівномірно по всьому глибокому профілю ґрунту. Це забезпечує затримку цих речовин у верхньому шарі ґрунту та запобігає їхньому змиванню в ґрунтові води.

По важливість ролі ґрунту в утриманні радіоактивних речовин також можна зазначити, що він допомагає зв'язати ці речовини з частинками ґрунту, а також сприяє їхньому затриманню у верхніх шарах ґрунту. Завдяки цьому, радіоактивні речовини залишаються близько поверхні ґрунту в області, де розташовані основні корені рослин, і це обмежує їхнє перенесення в глибші шари ґрунту та ґрунтові води.

Здатність коренів рослин поглинати радіоактивні речовини залежить від різних чинників, таких як вид рослини, характер кореневої системи, стадія розвитку рослин, їх фізіологічний стан, вологість ґрунту, наявність елементів живлення в ґрунті тощо. Подібно до того, як звичайні мінеральні елементи поглинаються коренями, радіоактивні речовини також поглинаються рослинами через корені.

Розподіл радіоактивних речовин у рослинах в надземних частинах також залежить від виду рослини та фази її розвитку. Зазвичай більше половини радіоактивних речовин накопичується в стеблі рослин, менше в листях та квітках, і лише дуже невелика кількість досягає зерна чи інших споживчих

органів. Ця залежність може варіюватися в залежності від виду рослин та їхніх фізіологічних особливостей. Важливо враховувати ці закономірності при аналізі нагромадження радіоактивних речовин у сільськогосподарських культурах та розробці заходів для запобігання цьому.

Основними чинниками, які впливають на нагромадження радіоактивних речовин в рослинах, є хімічні властивості цих речовин. Різні радіоактивні ізотопи мають різні властивості та здатні рухатися по рослині в різний спосіб.

Наприклад, ізотопи цезію і стронцію, які мають хімічні властивості, схожі на калій і кальцій відповідно, надходять до рослин у великих кількостях і легко пересуваються по них. Однак інші ізотопи, такі як  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  та актиноїди, накопичуються в рослинах в менших кількостях і рухаються повільніше.

Узагальнюючи, поглинання та розподіл радіоактивних речовин у рослинах визначаються великою мірою їхніми хімічними властивостями, а також специфічними особливостями кожного виду рослин. Дослідження цих процесів мають важливе практичне значення для прогнозування нагромадження радіоактивних речовин у сільськогосподарських культурах і розробки заходів для їхнього контролю та запобігання.

## 2.1. Опис експериментальної ділянки

В нашому дослідженні закладено експериментальний майданчик для проведення радіоекологічної оцінки території природного заповідника «Древлянський», Народицького району, Житомирської області (Рис.2.1). Ділянка розташована на схід від с. Народичі, на березі річки Вуж [3].



Рис. 2.1. Місце розташування дослідної ділянки

Обрання ділянки для дослідження проводили згідно з інформацією бази даних УкрНДІ сільськогосподарської радіології [1]. Загальна площа ділянки досліджень склала 40 423 м<sup>2</sup> (рис.2.2.).

Далі на обраній ділянці були проведені заміри рівня гамма-фону дозиметром-радіометром «СТОРА-ТУ» згідно з стандартними методиками та відібрано зразки ґрунту для визначення поточного рівня радіонуклідного забруднення (<sup>137</sup>Cs). Зразки ґрунту відбирали буром на глибину 10 см.





Рис. 2.2. Розміри плями.

## 2.2. Відбір проб ґрунту

Пробовідбір здійснювався в межах ділянки двома профілями, однорідної за ландшафтною структурою. З ділянки відбирали змішаний зразок, що складався з п'яти індивідуальних проб, взятих за методом конвекта (кожна проба відбирається п'ятьма уколами циліндричним пробовідбірником з фіксованою площею відбору в центрі і кутах квадрата) на глибину 10 см. Вага усередненої проби не менше 2 кг, що є достатнім для виконання радіометричних аналізів. Крок між точками відбору складав 20 м. Загалом було відібрано 10 усереднених проб ґрунту на дослідній ділянці.

Зразки ґрунту поміщались в поліетиленові мішки та маркувались. Надалі середні проби з площі відбору готувались в лабораторії шляхом змішування індивідуальних проб, а середні представницькі проби – шляхом змішування середніх проб. Перед вимірюванням зразки ґрунту висушувались, просіювались через сито з діаметром отворів 2 мм та ретельно перемішувались [7].

## 2.3. Робота з радіометром РУБ-01-П6

Радіометр призначено для вимірювання питомої та об'ємної активності бета-гамма-випромінюючих нуклідів в пробах природного середовища. Радіометр відноситься до радіометричних установок спеціального призначення.

Радіометр застосовується для комплексного санітарно-гігієнічного контролю об'єктів природного середовища в промислових, лабораторних і польових умовах.

Принцип дії радіометра заснований на перетворенні світлових спалахів в чутливому об'ємі детектора в інтенсивність рахунку імпульсів[9].

Радіометр з блоком детектування БДКГ-03П дозволяє проводити вимірювання питомої та об'ємної активності проб природного середовища з ефективним атомним номером  $Z_{\text{ef}} \approx 15$ , щільністю  $\rho \approx 1,5 \text{ г / см}^2$  і будь-якої вологості, а також може бути використаний для експресного визначення сумарного вмісту радіонуклідів цезію в організмі людини.

Порядок роботи. Всі вимірювання проводили не раніше, ніж через 15 хв після включення радіометра.

При кожному вимірі проводите не менше 10 вимірів інтенсивності рахунку імпульсів, що надходять з блоку детектування. За виміряне значення приймали середнє з цих значень.

Робота з вимірювальним пристроєм УІ-38П2 в складі радіометра РУБ-01-П6.

Зчитування інформації з цифрового табло УІ-38П2, а також установку коефіцієнтів нормування  $K_n$  і коефіцієнтів віднімання фону робили в експоненційному вигляді.

Наприклад, комбінація на цифровому табло 1,23 4 відповідає числу  $1,23 \times 10^4 \Rightarrow 12300$ .

Комбінація цифр на кодовому перемикачі для коефіцієнтів нормування вимірюваної фізичної величини і коефіцієнтів віднімання фону 123 452 відповідає множенню вхідній інтенсивності рахунку імпульсів на  $1,2 \times 10^3 = 1200$  і віднімання з кожного результату вимірювання  $4,5 \times 10^2 = 450$ .



Визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках ґрунту проводили згідно з наступною процедурою:

1. Встановити коефіцієнт нормування  $K_n = 1$ , для чого на кодовому перемикачі встановити комбінацію цифр 1, 00000.

2. Натиснути кнопку «РЕЖИМ», при цьому послідовно повинні висвітлюватись світловоди «ОСН», «К», «УИ». В момент висвітлення світловоду «УИ» відпустити кнопку. При цьому з періодичністю 13 с буде вмикатися короткий звуковий сигнал, вимикатися і через 0,2 с знову висвітлюватись світловод «УИ», а на цифровому табло висвітлюватиметься число  $(4,85 + 0,05) \text{ с}^{-1}$ , яке вказує на нормальну роботу вимірювального пристрою.

3. Кнопкою % встановити статистику похибки одиничного виміру, що дорівнює 6%.

4. Встановити коефіцієнт нормування, рекомендований заводом виготовлювачем для даного періоду часу, який складає для сосуду Марінеллі 28, а для чашки Дента – 22.

5. Кодовий перемикач «ФОН» необхідно перевести в нульову позицію. Комбінація цифр на кодовому перемикачі буде 2,81000 або 2,21000.

6. Виміряти інтенсивність підрахунку імпульсів струму від фону,  $N_f$ . При вимірюванні фону в свинцевий будиночок поставити порожню чисту вимірювальну кювету та встановити режим роботи «ОСН». Визначити середнє значення фону  $N_f$  за результатами 5 вимірювань, які висвітлюються на табло автоматично після звукового сигналу. При реєстрації показників звернути увагу на значення показника ступеню  $n$  в останньому розряді світлового табло. Піднести число до вказаного на табло ступеню.

7. Висушений ґрунт розтерти, просіяти через сито та заповнити ним сосуд Марінеллі. Визначити масу зразка ґрунту шляхом зважування на аналітичних терезах. Визначити об'ємну масу  $1 \text{ см}^3$  ґрунту.

8. Кнопкою «РЕЖИМ» показники на табло вивести на нулі та знову встановити режим роботи «ОСН». Провести вимірювання інтенсивності рахунку

імпульсів струму, що зумовлена даною пробю та фоном ( $N_{п+ф}$ ). Визначити середнє значення  $N_{п+ф}$  за результатами 5 вимірювань.

9. Обчислити значення визначеної питомої активності (Бк/кг) за формулою:

$$A_{п} = (N_{п+ф} - N_{ф}) / m \text{ (кг)},$$

де  $A_{п}$  – питома активність, Бк/кг;

$N_{п+ф}$  – активність проби, імпульсів;

$N_{ф}$  – інтенсивність фону, імпульсів;

$m$  – маса зразка, кг.

#### 2.4. Вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ за допомогою спектрометра СЕГ-001 АКП-С 63

Спектрометр енергій  $\gamma$ -випромінювання сцинтиляційний СЕГ-001 «АКП-С» 63 призначений для визначення якісної й кількісної сполуки радіонуклідів у пробах продуктів харчування, сільськогосподарській продукції, будівельних матеріалах, металобрухті, радіоактивних відходах, об'єктах навколишнього середовища.

Складається спектрометр СЕГ-001 «АКП-С»-63 з блоку детектування гамма-випромінювання у складі детектора та багатоканального аналізатора імпульсів, під'єднані до персонального IBM-сумісного комп'ютера (Рис 2.3.).

Регструє енергію гамма-квантів в діапазоні 0,1-3 МеВ. Показники мінімальної вимірюваної активності по цезію – 1,2Бк. Час встановлення режиму роботи 30хв, час безперервної роботи до 24 годин. Живлення 220В, 50Гц.



Рис.2.3 Блок детектування гамма-випромінювання у складі детектора та багатоканального аналізатора імпульсів а також персональний IBM-сумісний комп'ютер.

Результати обробки видаються на рідкокристалічний дисплей. Прилад може застосовуватися для оснащення служб радіаційного контролю підприємств торгівлі, ринків, виробників продуктів харчування, будівельних матеріалів з метою експрес-контролю.

Спектрометр дає можливість контролю зразків на неперевищення допустимого рівня змісту радіонуклідів за короткий час (експрес-аналіз)[9].

Може використовуватися в умовах підвищеної вологості й пилоутворення. Розбірна конструкція захисту дозволяє переносити прилад і розвертати вимірювальний пост у будь-якому зручному місці. Інформація автоматично зберігається з можливістю перегляду й обробки інформації на стаціонарному комп'ютері.

#### 2.4.1 Програмне забезпечення "AKWin"

Програмне забезпечення "AKWin" призначено для управління вимірами і автоматичної обробки спектрів. ПЗ дозволяє виконувати

рутинні вимірювання операторам з мінімальною підготовкою і в той же час є універсальним засобом для професіоналів, які проводять ядерно-фізичні дослідження. Дозволяє вирішувати більшість завдань в області спектрометрії ядерних випромінювань, відзначається оптимальними математичними алгоритмами, коректним розрахунком похибок вимірювання, можливістю автоматичного пересилання результатів вимірювань в бази даних[12].

Програмне забезпечення "AKWin" працює в середовищі Windows і підтримує технологію "plug and play".

#### ЗАСТОСУВАННЯ

"AKWin" застосовується для: управління вимірюваннями; обробки отриманих спектрів (альфа, бета, гамма) для визначення містяться в вимірюваному зразку радіонуклідів і їх питомої / абсолютної активності; документування результатів обробки; забезпечення проведення різних калібрувань спектрометра; збереження спектрів.

Наявність коротких «інструкцій оператору» для різних завдань контролю за вимірювань на додаток до повної документації дозволяє обслуговуючому персоналу швидко освоїти методику проведення вимірювань.

#### УПРАВЛІННЯ ВИМІРЮВАННЯМИ:

- Режими «старт», «стоп», «очищення», «зчитування», «спостереження»
- Контроль експозиції по "живому" або "реальному" часу, «без обмеження експозиції»
- Налаштування супутніх режимів.
- Налаштування параметрів АЦП
- Можливість групового управління (багатодетекторні системи)

# НУБІП України

- Програмування вимірювань, циклічні вимірювання
- ОБРОБКА СПЕКТРІВ:

- Автоматичний пошук піків
- Різні алгоритми пошуку піків (первинна обробка спектра)

# НУБІП України

- Декомпозиція мультиплетів - до 25 піків
- Автоматичне віднімання фону
- Пошук піків і обробка спектра в інтерактивному режимі

- Різні види обробки спектра

# НУБІП України

- Ідентифікація радіонуклідів і розрахунок їх активності
- Розрахунок питомої активності вихідного зразка з урахуванням пробовідбору і пробопідготовки (сушка, озолення, радіохімічне виділення нукліда)

# НУБІП України

- Розрахунок активності на будь-який момент часу
- Врахування розпаду короткоживучих радіонуклідів за час вимірювання

- Врахування залежності ефективності реєстрації від щільності проби
- Розрахунки активності автоматично «однією кнопкою»

# НУБІП України

- Режим експрес-контролю не перевищення активності радіонуклідів контрольних (допустимих) рівнів

## ДОКУМЕНТУВАННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ОБРОБКИ:

# НУБІП України

- Велика кількість стандартних протоколів
- Найважливіша можливість створювати будь-яку форму протоколу видачі даних

- Видача результатів обробки на принтер

- Можливість передачі результатів обробки в бази даних

# НУБІП України

- Можливість передачі протоколу в Word, Excel і т.п. для включення в звіт

## ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ПРОВЕДЕННЯ КАЛІБРУВАНЬ СПЕКТРОМЕТРА:

- Режими калібрування по енергії
- Автопідкалібрування за відомим джерелом
- Режим калібрування з енергетичній роздільній здатності

- 4 способи калібрування по ефективності
- Створення будь-якої кількості ліній вимірювань (різні калібрування і настройки)
- Вибір лінії вимірювань

## ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЯКОСТІ ВИМІРЮВАНЬ:

- Коректний розрахунок і облік похибок
- Автоматичний і інтерактивний контроль фону
- Перевірка працездатності по контрольному зразку

- Перевірка якості розкладання спектра за функціями відгуку
- Автопідкалібрування по енергії
- Автопідкалібрування по ефективності
- Видача текстових інформаційних повідомлень оператору[12].

### 2.5. Вимірювання $\gamma$ -фону дозиметром-радіометром СТОРА та запис треків програмою GS Ecotest

Дозиметр-радіометр СТОРА – компактний прилад для оперативного виявлення та локалізації джерел альфа-, бета-, гамма- випромінень. Прилад працює на альфа-бета-гамма-чутливому лічильнику Гейгера-Мюллера із складяним вікном. Дисплей дозволяю одночасно відобразити одиниці вимірювань, похибки вимірювань, пороговий рівень та реальний час. Діапазон вимірювань 0,1 – 100000 мкЗв/год. Дозволяє зберігати в енергонезалежній пам'яті до 1000 результатів вимірювань, переглядати їх на власному індикаторі

та передавати в персональний комп'ютер по радіоканалу Bluetooth в режимі реального часу.

Підключений до планшету за допомогою програми GS Ecotest дозволяє в польових умовах провести запис треків досліджень з прив'язкою GPS, та дає змогу провести оглядовий аналіз.

Програма «GS Ecotest» використовується лише у складі інтелектуального дозиметричного комплексу (ІДК) та призначена для встановлення на смартфони та планшетні комп'ютери з операційною системою Андроїд.

Програма «GS Ecotest» призначена для обробки та відображення дозиметричної інформації, яка безперервно в реальному часі передається Bluetooth-інтерфейсом на смартфон або планшетний комп'ютер від детектора гамма-випромінювання інтелектуального «Gamma Sapiens»[10].

Інтелектуальний дозиметричний комплект може використовуватись:

- Для контролю особистої радіаційної безпеки;
- Для оцінки радіаційної чистоти житлових приміщень, будівель та споруд, предметів побуту, одягу, поверхні ґрунту на присадибних ділянках, транспортних засобів;
- Для оцінки радіаційної чистоти території в місцях відпочинку, туризму, полювання, риболовлі.

Програма "GS Ecotest" розміщена на ресурсі Google Play і доступна для завантаження користувачам Андроїд-пристроїв.

Підготовка до використання

Налаштування перед першим приєднанням

1) Перед першим приєднанням дозиметричного приладу до Андроїд-пристрою в установках Bluetooth Андроїд-пристрою потрібно встановити «Ім'я пристрою:» C HECKPOINT x, де x – довільні цифри або літери.

2) При першому приєднанні приладу до Андроїд-пристрою на можливий запит з'єднання Bluetooth «Введіть PIN -код...» необхідно ввести: 0000 .

Налаштування перед кожним приєднанням

Перед кожним Bluetooth-з'єднанням дозиметричного приладу виконайте такі дії:

1) На Андроїд-пристрої ВИМКНІТЬ "Режим без зв'язку" .

2) Звільніть Bluetooth-інтерфейс з інших з'єднань.


3) Запустіть програму "GS Ecotest" на Андроїд-пристрої.

4) У програмі "GS Ecotest" відкрийте Меню та вкажіть команду "Приєднати пристрій Bluetooth" .

5) Активуйте дозиметричний прилад для приєднання за допомогою Bluetooth-інтерфейсу до Андроїд-пристрою відповідно до посібника з експлуатації дозиметричного приладу.

Початок роботи

У програмі "GS Ecotest" відкрийте Меню додаткових функцій та вкажіть команду "Приєднати пристрій Bluetooth" . На екрані з'явиться діалогове вікно «Запит дозволу на пошук Bluetooth» , яке надає можливість Користувачеві дозволити (натискання кнопки «Так» ) або заборонити (натискання кнопки «Ні» ) використання Bluetooth-інтерфейсу для зв'язку з дозиметричним приладом. Після натискання кнопки "Так" у відповідь на цей запит потрібно

активувати прилад "Gamma Sapiens". Для цього необхідно натиснути та утримувати на "Gamma Sapiens" кнопку , поки світлодіодний індикатор на ньому не почне блимати. Висока частота миготіння означає, що пристрій шукає Андроїд-пристрій для з'єднання за Bluetooth-інтерфейсом. Зменшення частоти миготіння означає, що з'єднання встановлено. 

При спробі встановити з'єднання з конкретним активованим дозиметричним приладом на екрані Андроїд-пристрою з'являється діалогове вікно із заголовком «Прилад запитує дозвіл на з'єднання» , в якому показано тип приладу, який намагається встановити зв'язок та його серійний номер. Для встановлення зв'язку потрібно натиснути кнопку "Так" , для скасування - "Ні" .

Особливості вимірювання та відображення дозиметричної інформації



Вимірювання ПЕД відбувається так. Після початку вимірювання на екрані Андроїд-пристрою у вікні режиму Індикація починають відображатися результати вимірювання та значення статистичних помилок, що відповідають цим результатам. У процесі виміру статистична помилка кожного наступного результату виміру зменшується і з плином часу досягає заданої статистичної помилки. Після досягнення цієї помилки процес виміру продовжується, але частина статистичної інформації починає відкидатися. Тому усі наступні результати вимірювання будуть зі статистичними помилками рівними або меншими від заданої.

Прилад Gamma Sapiens автоматично визначає задану статистичну помилку в залежності від інтенсивності випромінювання. Значення статистичної помилки відображається сірим кольором, поки воно більше значення межі допустимої відносної основної похибки при вимірюванні ПЕД. Значення статистичної помилки відображається білим кольором, коли стає рівним або менше межі допустимої відносної основної похибки при вимірюванні ПЕД.

Вимірювання ЕД та часу накопичення дози відбувається наступним чином. Щоразу після ввімкнення прилад "Gamma Sapiens" починає вимірювання дози від початкового значення, вимірювання часу накопичення дози від нульового часу накопичення дози та передає отримані дані до програми "GS Ecotest" для обробки та відображення на екрані у вікні режиму Індикація .

Особливості деяких введених понять та термінів

Для структуризації використання дозиметричної інформації у БД програми «GS Ecotest» розроблено та введено такі спеціальні терміни:

**Точка** - певне Користувачем місце в архітектурній споруді або на відкритому просторі, яке однозначно визначає координати точки, в якій проводяться дозиметричні вимірювання потужності дози та (або) щільності потоку частинок бета-випромінювання (у разі роботи з приладами МКС-05 «ТЕРРА» або РКС-01 "СТОРА-ТУ")(Рис.2.4.). Дозиметричні виміри в одній і тій же Точці означають вимір в тому самому місці в архітектурній споруді або на відкритому просторі. Кожна точка в базі даних програми «GS

«GS Ecotest» обов'язково характеризується своєю назвою та автоматично створеним ідентифікатором, які не можуть бути однаковими для різних точок. Точки на відкритому просторі можуть додатково характеризуватись ще й GPS -координатами, якщо Андроїд-пристрій обладнано відповідними апаратними засобами;

Н

Н

Н



Рис.2.4 Інтерфейс програми «GS Ecotest»

**Трек** це набір точок вимірювання, сформованих за певними параметрами, які визначені користувачем (інтервал часу, зміна позиції, перевищення порога по  $\gamma$ ,  $\beta$ , падіння нижче порога по  $\gamma$ ,  $\beta$ ) або записаних вручну.

Одна точка містить один дозиметричний вимір потужності дози або щільність потоку частинок бета-випромінювання (у разі роботи з приладами МКС-05 «ТЕРРА» або РКС-01 «СТОРА-ТУ»). Кожен Трек у БД програми «GS Ecotest» обов'язково характеризується своєю назвою та автоматично створеним ідентифікатором, який не може повторюватися. Точки, які входять у Трек, автоматично отримують унікальний ідентифікатор та назву

у вигляді: назва трека# номер точки в треку. Наприклад, Track 2013 /12/12 14:15:16 # 5 ;

## Режим «Відображення на карті»

Для функціонування цього режиму потрібна наявність на Андроїд-пристрої:

- Інтернет-каналу для online-використання карток Google Maps;
- включеного GPS-пристрою.

Цей режим забезпечує відображення основної дозиметричної інформації в реальному часі на карті місцевості з відображенням точки вимірювання. Біля поточної точки виміру відображається табличка з такою основною дозиметричною інформацією:


- числовим значенням потужності дози (або густини потоку частинок бета-випромінювання);
- пороговим значенням та ознакою перевищення порога (червоний колір);
- числовим значенням статистичної помилки виміру та ознакою її достовірності.

Значення статистичної помилки відображається сірим кольором, поки воно більше значення гранично допустимої відносної основної помилки при вимірюванні ПЕД. Значення статистичної помилки відображається білим кольором, коли воно стає рівним або менше значення гранично припустимої відносної основної помилки в час вимірювання ПЕД.

Зображення таблички вмикається/вимикається натисканням на неї.

Користувач може перемикатися між різними типами карти за допомогою спеціальної кнопки на зображенні карти.

Поточна дозиметрична інформація на карті місцевості в реальному часі може відображатися як окремо, так і одночасно з переглядом на карті дозиметричної інформації, яка збережена в БД. Точки вимірювання з БД відображаються на

карті одним із чотирьох типів кольорових маркерів, залежно від того, в якому діапазоні знаходиться останнє відображене значення потужності дози в цій точці : 

## Експорт на зовнішні картографічні ресурси Google Earth та Google Maps

Щоб експортувати збережені дані, їх необхідно спочатку відобразити на карті «GS Ecotest». Після цього натиснути кнопку експорту, внаслідок чого

Відкриється діалогове вікно для введення назви та коментаря для .kmz файлу. Користувачеві буде запропоновано стандартну назву у вигляді: назва пристрою-назва програми-дата-число .

Після натискання кнопки ОК файл буде збережено у каталозі "GS Ecotest" на карті пам'яті пристрою.

Відображення треків на карті  
Треки на карті позначаються точками виміру, які з'єднані між собою лініями зі стрілками. Напрямок стрілок вказує напрямок руху Користувача між точками. Після натискання кнопки ОК почнеться запис нового треку, який буде формуватися відповідно до параметрів налаштування. Для завершення запису треку необхідно в меню викликати функцію Завершити запис треку .



НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

## РОЗДІЛ 3. Результати експериментальних досліджень

### 3.1. Народицький район Житомирської області

Дослідження були проведені у Народицькому районі Житомирської області блях села Народичі.

У результаті аварії на ЧАЕС у 1986 р. в навколишнє середовище було викинуто близько 50 МКі радіоактивної речовини, включаючи такі радіонукліди, як Cs, Sr, Pu та інші. Максимум забруднення Народицького району Житомирської області відбувся переважно 26 квітня 1986 року. Найбільш виражені радіоактивні сліди спостерігались в північній частині району, що межує з Білоруссю. Залежно від ступеня забруднення, всю територію можна класифікувати наступним чином:

- від 1 до 5 Кі/км<sup>2</sup> (47 тис. га);
- від 5 до 15 Кі/км<sup>2</sup> (38,8 тис. га);
- понад 15 Кі/км<sup>2</sup> (36,9 тис. га).

У зону радіоактивного забруднення потрапило близько 66105 га сільськогосподарських угідь району, що становить 51,5 % від загальної площі Народицького району.

Відповідно до завдань у Народицькому районі попередньо відібрано одна ділянки для обстеження та забору ґрунту за необхідними нам параметрами. Оскільки розглянута нами ділянка була взята з бази даних інституту сільськогосподарської радіології, це дало змогу спочатку проаналізувати вже відому інформацію. Там ми змогли взяти дані про щільність забруднення стронцієм-90 для подальшого аналізу і пошуків співвідношення. Провели відбір проб ґрунту та рослин.



### 3.2. Потужність у фоні на досліджуваній ділянці.

На першому етапі наших досліджень проведено гамма-зйомку відібраної ділянки для оновлення даних. У цьому порядку пройдено вказану територію знято показники еквівалентної дози за допомогою дозиметра РКС-01 «СТОРА-ТУ». Гамма-зйомку території проводили на висоті 1 м над землею (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Проведення  $\gamma$ -зйомки. Зелені маркери в місцях зі значеннями потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання до 1 мкЗв/год, жовті маркери – в місцях зі значеннями вище 1 мкЗв/год

Данні зйомки інтерпретувалися у програмі GS Ecotest на планшеті, що дало змогу візуально представити та зобразити контур плями забруднення. На карті представленій вище (рис. 3.1) ілюстровані профіля та точки досліджень з GPS прив'язкою. Зеленими маркерами в місцях де значення потужності не перейшли поріг в 1 мкЗв/год, жовті маркери в місцях вище заданого рівня. Можна побачити, що сітка профілів розбита з урахуванням приблизного знаходження плями по центру, для можливого відображення ймовірних границь зони забруднення.

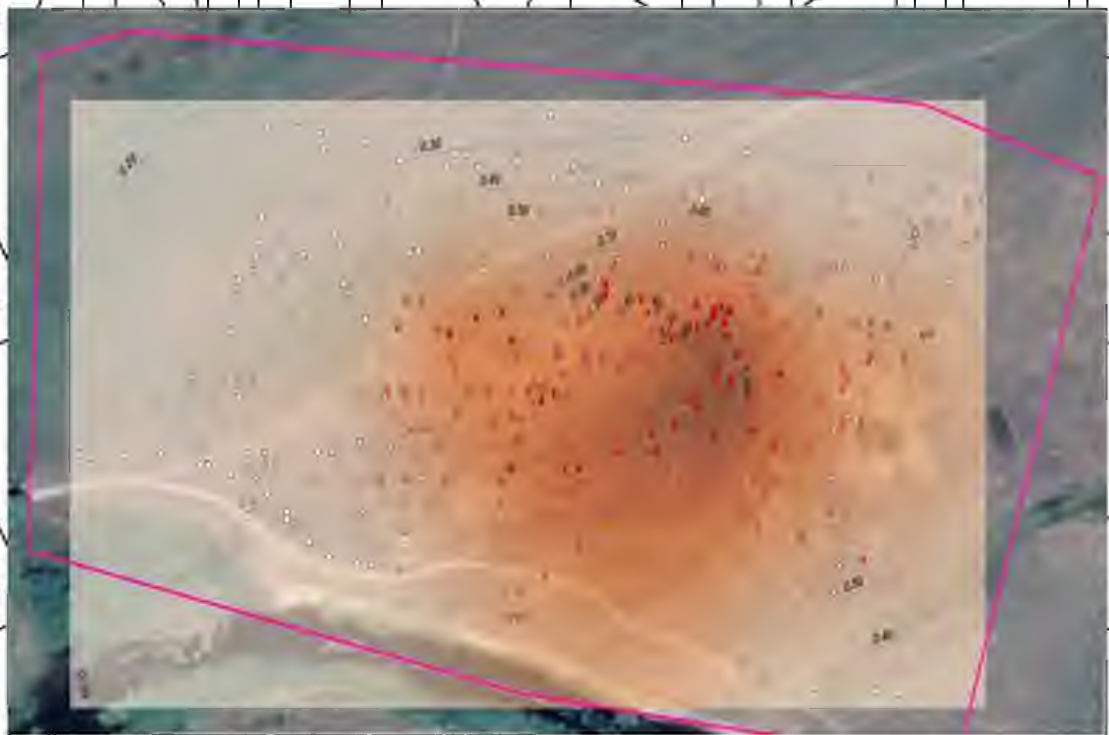


Рис. 3.2. Карта дослідної ділянки з ізолініями потужності еквівалентної дози  $\gamma$ -випромінювання (мкЗв/год), отримана завдяки гамма-зйомці в травні 2023

На рисунку 3.2 представлено обстеження ділянки по всьому периметру майданчика. Можна побачити, що точки вимірювання гамма-випромінювання розміщені досить близько, що дало змогу реально оцінити сучасну радіаційну ситуацію на обраному експериментальному майданчику та визначити потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання. В ландшафтному плані найсильніше забруднена частина плями знаходилась в незначній, але візуально помітній западині, що й викликало додаткові питання з приводу можливого горизонтального перерозподілу радіонуклідів у даній зоні. Також було відмічено, що ця частина луку періодично підтоплюється при весняно-осінніх розливах річки Уж.

### 3.2. Результати вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ в ґрунті.



На другому кроці наших досліджень проводився точковий відбір зразків ґрунту для визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у лабораторії (рис. 3.3).



Рис. 3.3. Трек відбору проб ґрунту для вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$

Точки відбору проб обиралися через фіксацію зміни показників фону та на фіксованих мінімальних відстанях одна від одної, що б дало змогу нам відібрати зразки як з умовно чистої ділянки експериментального майданчика, так і з найзабруднених точках. На рисунку 3.3 зображений трек відбору проб.



Рис.3.4 Точки відбору проб ґрунту для вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$

При зіставленні треку відбору з планом розташування проб ґрунту (рис.3.4) вже можна висновок про те, що точки 5-8 відібрані в зоні найвищого забруднення



і матимуть вищі показники, ніж точки 1-4 та 9-10, що відібрані в зоні зі значно нижчими показниками гамма-фону.

В таблиці 3.1 розмішені результати вимірювання потужності еквівалентної дози гамма випромінювання. Середній показник  $\gamma$ -фону для точок 1-4 та 9-10 склала  $0,292 \pm 0,014$  мкЗв/год; для більш забрудненої частини ділянки  $0,972 \pm 0,035$  мкЗв/год. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті для точок №1-4, 9-10 варіюється в межах  $1993,33 \pm 205,33$  Бк/кг, для 5-8  $9566,25 \pm 973,75$  Бк/кг. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  в середньому відповідає  $6,767 \pm 1,818$  Кі/км<sup>2</sup> для точок 1-4; 9-10, та  $27,7 \pm 1,925$  для точок 5-8 плями забруднення.

Таблиця 3.1

Радіологічні показники в місцях відбору проб

№ точки відбору	Значення $\gamma$ -фону, мкЗв/год	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ в ґрунті, Бк/кг	Щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , Кі/км <sup>2</sup>
1	$0,219 \pm 0,011$	$1650 \pm 168$	$6,2 \pm 0,6$
2	$0,296 \pm 0,009$	$2030 \pm 206$	$5,8 \pm 0,6$
3	$0,328 \pm 0,009$	$2780 \pm 281$	$9,8 \pm 1,0$
4	$0,397 \pm 0,034$	$2260 \pm 234$	$7,5 \pm 7,5$
5	$1,313 \pm 0,016$	$7435 \pm 754$	$22,2 \pm 2,3$
6	$0,961 \pm 0,098$	$13930 \pm 1402$	$43,3 \pm 0,8$
7	$0,821 \pm 0,013$	$8500 \pm 876$	$23,7 \pm 2,4$
8	$0,791 \pm 0,014$	$8400 \pm 863$	$21,6 \pm 2,2$
9	$0,278 \pm 0,014$	$1410 \pm 153$	$5,4 \pm 0,6$
10	$0,235 \pm 0,005$	$1830 \pm 190$	$5,9 \pm 0,6$

Наступним кроком проведення досліджень було визначення радіологічних характеристик обраної досліджуваної ділянки, результати яких наведені у таблиці 3.2.

Таблиця 3.2

Радіологічна характеристика точок для закладки рослинного субстрату на дослідній ділянці.

№ точки відбору проби	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ у ґрунті, Бк/кг	Значення $\gamma$ -фону, мкЗв/год	Щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , Кі/км <sup>2</sup>
1-4; 9-10	1993,33±205,33	0,292±0,014	6,767±1,818
5-8	9566,25±973,75	0,972±0,035	27,7±1,925

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті точок відібраних на дослідній ділянці визначені на радіометрі РУБ-01-Пб та спектрометрі СЕГ-001 «АКП-С»-63.

Значення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  взяті з бази даних інституту сільськогосподарської радіології, були отримані методом бета-спектрометрії після радіохімічної обробки зразків ґрунту.

### 3.4 Визначення співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на дослідній ділянці

Щільність забруднення досліджуваних територій відповідно до таблиці зображених на Рис 3.5 дорівнює 391кБк/м<sup>2</sup> по  $^{137}\text{Cs}$  і 5,15 для  $^{90}\text{Sr}$ .

Для розрахунку співвідношення щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  до  $^{90}\text{Sr}$  можна використовувати значення щільності забруднення для обох ізотопів:

$$\text{Співвідношення щільності} = \frac{391 \text{кБк/м}^2}{5 \text{кБк/м}^2} = 78,3$$

Отже, співвідношення щільності  $^{137}\text{Cs}$  до  $^{90}\text{Sr}$  на досліджуваній території дорівнює 18,3.

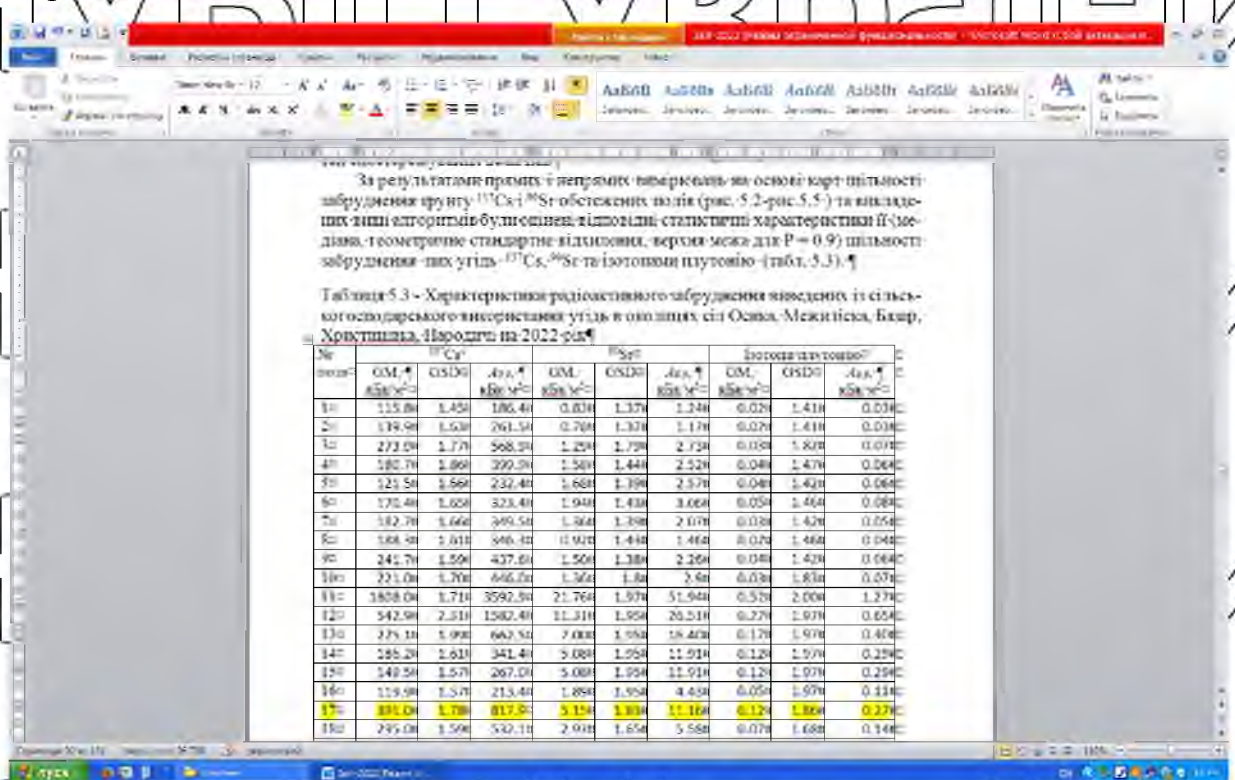


Рис. 3.5 Характеристики радіоактивного забруднення виведених із сільськогосподарського використання угідь в околицях сіл Народичького району.

Використовуючи карти зображені на рисунках 3.6 та 3.7 можна побачити що пляма виділяється з загального фону для обох елементів. Це допоможе нам зробити відповідні висновки про джерело забруднення. Уся пляма знаходилась в незначній западній, що підтверджує висунуту гіпотезу про джерело забруднення – винесення радіонуклідів під час підтоплення території та утримання при заболочуванні місцевості.



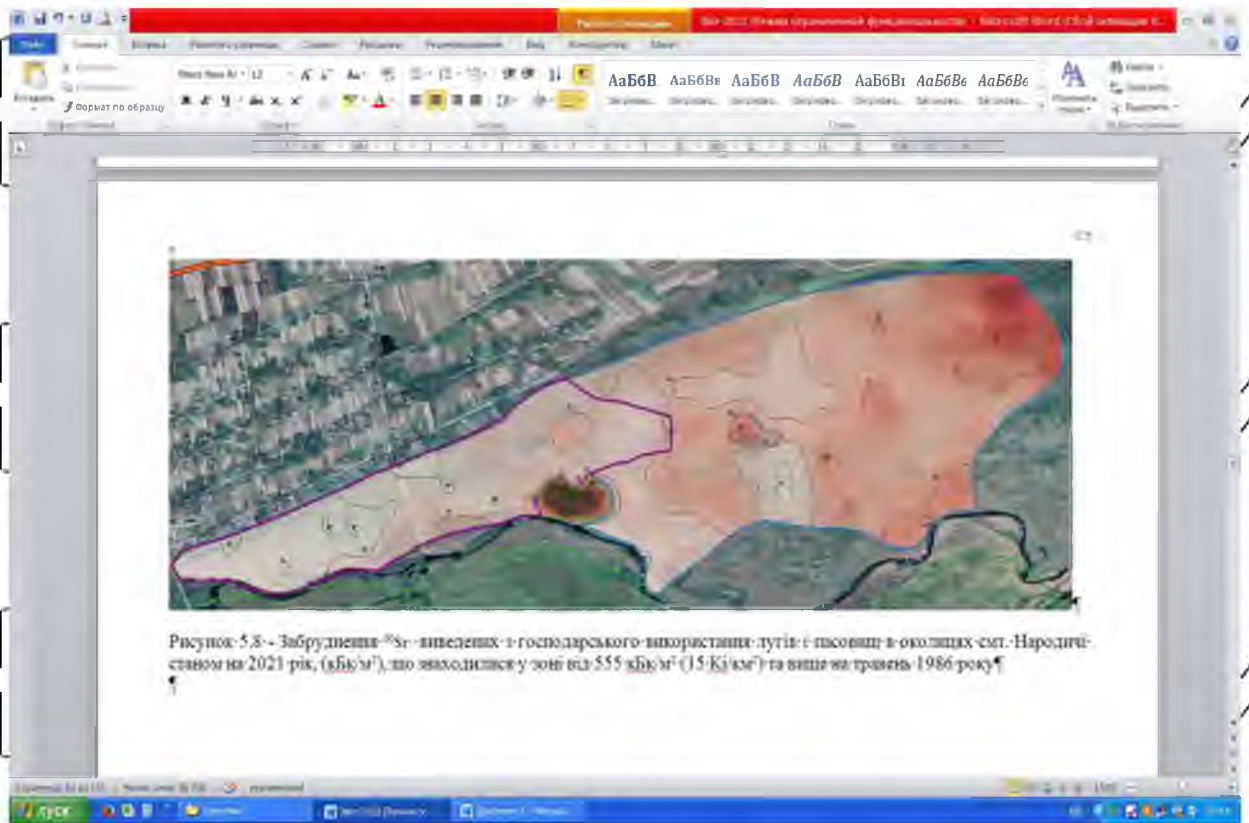


Рис.3.6. Карта забруднення Стронцієм-90 виведених з господарського використання луків і пасовищ в околицях смт Народичі станом на 2021 рік.

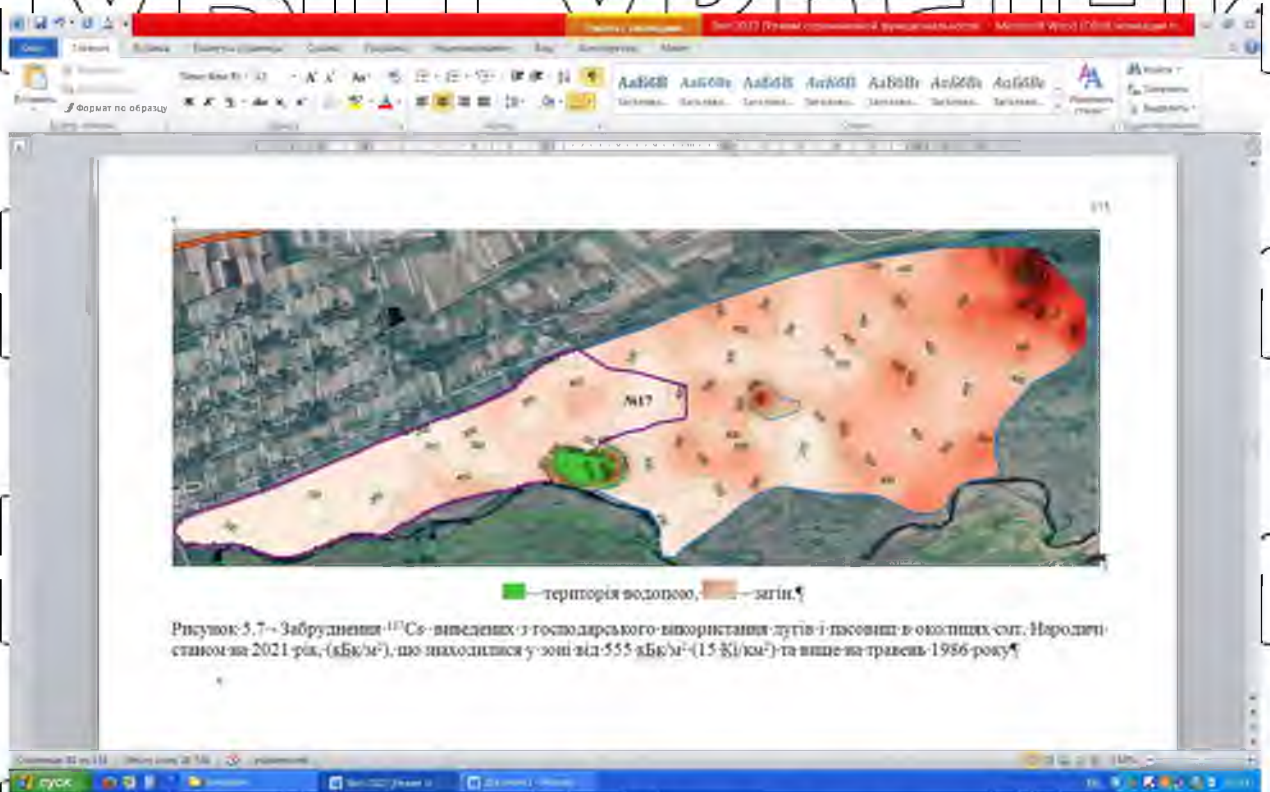


Рис.3.7. Карта забруднення Цезієм-137 виведених з господарського використання луків і пасовищ в околицях смт Народичі станом на 2021 рік.

## ВИСНОВКИ

НУБІП України

1. На ділянці досліджень проведені гамма-зйомка та виявлені границі досліджуваної плями забруднення. Висунуті гіпотези з приводу джерел утворення плями забруднення.

НУБІП України

2. Показниками радіаційного фону для ділянки знаходилися в межах від  $0,219 \pm 0,011$  до  $1,313 \pm 0,016$  мкЗв/год.

3. Радіоактивність цих ділянок характеризувалася такими параметрами: по  $^{137}\text{Cs}$  – від  $1410 \pm 153$  до  $13930 \pm 1402$  Бк/кг, по  $^{90}\text{Sr}$  – від  $1 \pm 0,2$  до  $14 \pm 0,4$  Бк/кг для обраної ділянки.

НУБІП України

4. Розрахунок співвідношення  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  підтверджує гіпотезу про підтоплення та утримання в западинах радіоактивних випадіннь після аварії на ЧАЕС.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## Перелік джерел посилань

1. © 2013 The Authors. *Methods in Ecology and Evolution* © 2013 British Ecological Society, *Methods in Ecology and Evolution* URL: [http://www.teatime4science.org/wp-content/uploads/2013\\_keuskamp\\_dingemans\\_et\\_al.pdf](http://www.teatime4science.org/wp-content/uploads/2013_keuskamp_dingemans_et_al.pdf)
2. Безопасность и пищевая ценность облученной пищи / Accepted: 2014-12-06 T15 54:53Z. Всемирная организация здравоохранения, 1995. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/144939> (дата звернення: 10.10.2020).
3. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області 20 років після аварії на ЧАЕС). Малиновський А.С., Романчук Л.Д., Дідух М.І., Кашпаров В.А. та ін. Житомир : Вид-во ДАУ, 2006. 76 с.
4. Dighton J., Tugay T., Zhdanova N. Fungi and ionizing radiation from radionuclides. *FEMS Microbiology Letters*. 2008. V. 281, No. 2. P. 109–120.
5. New open access paper published. URL: <https://radioecology-exchange.org/news-and-media/news/new-open-access-paper-published> (дата звернення: 14.12.2020).
6. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. V. Kashparov и др. *Earth System Science Data*. 2018. T. 10. № 1. С. 339–353.
7. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ. І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, О.Ю. Паренюк 2018р. URL: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/52/048/52048850.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/52/048/52048850.pdf)
8. Природний заповідник «Древлянський» URL: <https://drevlyansky.in.ua/>
9. Практикум з радіобіології та радіоекології. В.А. Гайченко, І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, В.О. Кіпню, М.М. Лазарев. © 2009р. URL: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/52/048/52048851.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/52/048/52048851.pdf)

10. Засоби радіаційного захисту ЕКОТЕСТ URL:

<http://ecotest.ua/products/stora-abg/#priznachennya> (дата звернення:  
14.04.2023).

11. БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ЗНАЧЕНЬ ШВИДКОСТІ ОСАДЖЕННЯ

90SR ЗА ДАНИМИ ВИМІРЮВАНЬ В КИЄВІ ТА ЧОРНОБИЛІ ПІСЛЯ

ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ. Новіков А.М. 2019. URL:

[https://www.researchgate.net/publication/351746330\\_Bagatoriena\\_dinamika\\_znachen\\_svidkosti\\_osadzenna\\_90Sr\\_za\\_danimi\\_vimrivan\\_v\\_Kievi\\_ta\\_Cornobili\\_pisla\\_Cornobilskoj\\_avarii](https://www.researchgate.net/publication/351746330_Bagatoriena_dinamika_znachen_svidkosti_osadzenna_90Sr_za_danimi_vimrivan_v_Kievi_ta_Cornobili_pisla_Cornobilskoj_avarii)

12. Програмне забезпечення «AKWin» URL:

[http://akp.com.ua/ua/index.php?option=com\\_content&view=article&id=98:akwin&catid=59:po&Itemid=114](http://akp.com.ua/ua/index.php?option=com_content&view=article&id=98:akwin&catid=59:po&Itemid=114)