

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

06.05 – МКР. 2158 «С». 2023.11.23. 16 ПЗ

Костюченко Аня Віталіївна

2024

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 502.174.1:620.267

ПОГОДЖЕНО

Декан факультету захисту
рослин, біотехнологій та екології

_____ Юлія КОЛОМІЄЦЬ
(підпис)

« ____ » _____ 2024 р.

ДОПУСКАЄТЬ ДО ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри загальної
екології, радіобіології та безпеки
життєдіяльності

_____ Алла КЛЕПКО
(підпис)

« ____ » _____ 2024 р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему «Сучасна ситуація щодо забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриття Голосіївського лісу.»

Спеціальність 101 “Екологія”

Освітня програма Екологічний контроль та аудит

Орієнтація освітньої програми Освітньо-професійна

Гарант освітньої програми

доцент кафедри, кандидат с/г наук

Ладика М.М

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

д.б.н., с.н.с.

Клепко А.В.

Виконала

Костюченко А.В

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

Завідувач кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки життєдіяльності

Доктор біологічних наук _____ Алла КЛЕПКО

(підпис)

« ____ » _____ 2024 р.

З А В Д А Н Н Я**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ
СТУДЕНТУ**

Костюченко Аня Віталіївна

Спеціальність 101 “Екологія”

Освітня програма Екологічний контроль та аудит

Орієнтація освітньої програми освітньо- професійна

Тема магістерської кваліфікаційної роботи «Сучасна ситуація щодо забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу.»

затверджена наказом ректора НУБіП України від “ ____ ” _____ 20__ р. № _____

Термін подання завершеної роботи на кафедру _____

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи: статистичні дані, літературні джерела.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

- 1.Описати міграційні процеси радіонуклідів у ґрунтах;
- 2.Охарактеризувати надходження радіонуклідів у рослини;
- 3.Провести експериментальне дослідження для визначення активності цезію-137 у ґрунтовому покриву Голосіївського лісу;
- 4.Оцінити міграцію радіонуклідів у системі ґрунт-лікарська рослина.

Дата видачі завдання “ ____ ” _____ 2024 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи _____ Клепко А.В.

Завдання прийняв до виконання _____ Костюченко А.В

РЕФЕРАТ

Магістерську кваліфікаційну роботу виконано на 55 сторінках, містить 33 джерел використаної літератури.

Мета роботи: моніторинг сучасної ситуації щодо забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу.

Об'єкт дослідження: процес забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу

Предмет дослідження: показники забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу

У зв'язку з цим, вивчення накопичення і перерозподілу радіоізотопів цезію-137 у природному ґрунтово-рослинному покриві представляє науковий інтерес та практичну значимість.

Вивчення процесу накопичення і розподілу радіоактивного цезію-137 в ґрунтово-рослинному покриві Голосіївського лісу має велике значення для екології, оскільки забруднення цезієм-137 може становити загрозу для здоров'я населення, що використовує лікарські рослини з даного регіону. Проведення моніторингу дозволяє виявити рівні накопичення радіонуклідів та оцінити ризики для екосистеми. Крім того, це дослідження може слугувати базою для розробки методик зниження накопичення радіонуклідів у природних ресурсах та підвищення їхньої безпечності для медичного застосування.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: міграція радіонуклідів, цезій-137, ґрунтовий покрив.

ЗМІСТ

Вступ.....	7
РОЗДІЛ 1. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ҐРУНТАХ ТА РОСЛИНАХ.....	9
1.1. Поведінка радіонуклідів у ґрунті.....	9
1.2. Сорбція радіонуклідів ґрунтами.....	16
1.3. Міграційні процеси радіонуклідів у ґрунтах.....	18
1.4. Надходження радіонуклідів у рослини.....	27
РОЗДІЛ 2. ОБ’ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	34
2.1. Об’єкт, умови та місце проведення досліджень.....	34
2.2. Методи визначення активності цезію-137 у ґрунтовому покриву та лікарських рослинах.....	37
2.3. Підготовка проб до вимірювання, обладнання та прилади.....	38
2.4. Методи статистичної обробки даних.....	38
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	40
3.1. Характеристика активності цезію-137 у ґрунтовому покриву Голосіївського лісу.....	40
3.2. Оцінка міграції радіонуклідів у системі ґрунт-лікарська рослина.....	41
Висновки.....	48
Список використаних джерел.....	50
Додаток А.....	54

Вступ

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС та воєнного стану в Україні значна частина території Київської області зазнала радіоактивного забруднення. Рівень питомої активності основного дозоутворюючого радіонукліду цезію-137 в найбільш забруднених ґрунтах збільшився, порівняно з доаварійним періодом, у середньому у 66 разів.

Цю обставину необхідно враховувати не лише під час ведення сільськогосподарського виробництва, а також при заготівлі лікарської сировини за умов природних фітоценозів. Так, дикорослі лікарські рослини, зібрані на забрудненій радіоактивними речовинами місцевості, можуть стати джерелом додаткового опромінення живих організмів, тим самим загострюється проблема використання екологічно безпечної фітосировини у різних сферах життєдіяльності людини.

У лісостеповій зоні з інтенсивним використанням територій основним місцем проживання дикорослих лікарських рослин стають яри та балки, схили яких характеризуються високою контрастністю біогеохімічних умов, що впливають на поведінку цезію-137. Проте вплив мезорельєфу місцевості на диференціацію запасів цезію-137 у системі ґрунт-лікарські рослини досліджено недостатньо повно.

У зв'язку з цим, вивчення накопичення і перерозподілу радіоіотопів цезію-137 у природному ґрунтово-рослинному покриві представляє науковий інтерес та практичну значимість.

Метою даної дипломної роботи є моніторинг сучасної ситуації щодо забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу.

Відповідно до мети визначено такі **завдання дослідження:**

- Визначити поведінку радіонуклідів у ґрунті;
- Розглянути процес сорбції радіонуклідів ґрунтами;

- Описати міграційні процеси радіонуклідів у ґрунтах;
- Охарактеризувати надходження радіонуклідів у рослини;
- Провести експериментальне дослідження для визначення активності цезію-137 у ґрунтовому покриву Голосіївського лісу;
- Оцінити міграцію радіонуклідів у системі ґрунт-лікарська рослина.

Об’єктом даного дослідження є процес забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу.

Предметом дослідження є показники забруднення цезієм-137 лікарських рослин та ґрунтового покриву Голосіївського лісу.

Методи дослідження. Для розв’язання поставлених в дипломній роботі завдань були застосовані наступні методи: теоретичні методи (аналіз, порівняння, класифікація, систематизація, узагальнення).

Вилучення рухливих форм ^{137}Cs з ґрунту проводилося за допомогою розчину ацетатно-амонійного буфера з $\text{pH} = 4,8$. Співвідношення ґрунту: розчин – 1: 10. Різниця між валовим вмістом ^{137}Cs та кількістю рухомих форм, що перейшли у вказану витяжку, характеризувало кількість нерухомих форм радіонукліду.

Вміст ^{137}Cs у ґрунті, ґрунтових витяжках та рослинах визначалося методом гамма-спектрометрії з використанням багатоканального аналізатора «ГАМА ПЛЮС».

Обробка отриманих даних здійснювалася за допомогою пакета статистичних програм у Microsoft Excel.

РОЗДІЛ 1. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ҐРУНТАХ ТА РОСЛИНАХ

1.1. Поведінка радіонуклідів у ґрунті

Рівень забруднення атмосфери залежить від ряду чинників, серед яких перед усім: потужність викидів, параметри джерела викидів, характеристики домішок, метеорологічні умови досліджуваного району та ландшафтні особливості території [9]. Викиди шкідливих речовин підприємствами в кожному конкретному районі змінюються мало, тому їх можна вважати сталими. Найчастіше коливання рівня забруднення відбувається завдяки певним умовам розподілу домішок в атмосфері.

Безуглая Е.Ю. [5] зазначає, що підвищення концентрації домішок в конкретному районі залежить від певних поєднань метеорологічних параметрів, і чим точніше буде встановлено таке поєднання, тим точніше здійснюватимуться попередження про можливе формування високих концентрацій забруднюючих речовин у повітрі. Потенціал забруднення атмосфери – це сукупність метеорологічних параметрів, що визначають можливий при даних викидах рівень забруднення атмосфери. Виділяють метеорологічний і кліматичний ПЗА. Метеорологічний ПЗА – це комплекс параметрів, що спостерігаються (чи очікуються) у визначений період (година, доба), впливають на формування рівня забруднення і використовуються для прогнозування можливих його змін протягом незначних відрізків часу.

Кліматичний ПЗА ґрунтується на багаторічних кліматичних характеристиках певного району. За допомогою нього можна оцінити очікуваний в даному фізико-географічному районі (при заданих викидах) середній рівень забруднення [9].

Метеорологічні умови поширення домішок в атмосфері характеризуються певною мінливістю. В результаті зміни повторюваності

НМУ в різні роки середні концентрації домішок можуть відхилятися на 20-40 % [6].

Серед метеорологічних умов особлива увага приділяється вітровому режиму і температурній стратифікації атмосфери як найсуттєвішим метеопараметрам. Берлянд М.Е. [1] та Безуглая Е.Ю. [6] називають поєднання приземних інверсій зі слабким вітром застоєм повітря і вважають, що вони належать до особливо несприятливих умов розсіювання шкідливих домішок, при яких у повітрі спостерігаються високі концентрації шкідливих речовин. В [17] досліджено вплив приземних, припіднятих інверсій та періодів зі слабкими вітрами (менше 2 м/с) на забруднення повітря промислового центру.

На думку Пономаренка І.Н. та інших фахівців [9], за впливом на забруднення атмосферного повітря на перше місце слід поставити вітер, а інверсії та шари перемішування відіграють другорядну роль, до того ж, автор зазначає, що саме вплив двох останніх чинників є найбільш суперечливим та неоднозначним. Дослідженню різноманітних аспектів впливу вітру на формування рівня забруднення в повітрі великих міст присвячена велика кількість робіт.

Накопичення домішок в міському повітрі залежить і від температури повітря в приземному шарі. Температурним режимом атмосфери поряд з іншими чинниками визначається інтенсивність вертикального підйому димових газів. Сонькін Л.Р. [26] зазначає, що з підвищенням температури, за інших однакових умов, пов'язано підвищене забруднення повітря. Інколи через накладання чинників це важко відстежити. У зимовий сезон найчастіше спостерігається протилежна ситуація – зростання рівня забруднення повітря зі зниженням температури. Це пояснюється двома основними причинами: частою повторюваністю антициклонального типу погоди, коли при низьких температурах повітря встановлюється стійка термічна стратифікація та інтенсивнішим характером роботи окремих підприємств (ТЕЦ, котельні).

Ефект очищення атмосферного повітря від домішок опадами спостерігається лише поза зоною прямого впливу джерел забруднення. Аналіз,

проведений Сонькіним Л.Р. показує, що відновлення рівня забруднення повітря в місті після його очищення опадами відбувається за кілька годин, під факелом – майже відразу після припинення опадів. В [10] зазначено, що ефект очищення атмосфери опадами буде по-різному проявлятися в тих містах, де сформувалася фоновая концентрація домішок по всьому місту, і тих, де забруднені окремі промислові райони.

Дослідження [11], які проводилися для виявлення механізму впливу туманів на рівень забруднення атмосферного повітря, показали, що в туманах відбувається накопичення домішок, а також збільшення концентрації домішки на 40-110 % порівняно з її концентрацією до туману. При поглинанні домішок вологою можуть утворюватися більш токсичні речовини (наприклад, сірчистий газ окислюється до сірчаної кислоти).

При дослідженні залежностей між високими рівнями забруднення атмосферного повітря та метеорологічними чинниками варто враховувати параметри джерел викидів. Адже навіть за однакових метеорологічних умов домішки, що надходять від різних джерел, будуть розсіюватися неоднаково [19]. Саме тому встановлення зв'язків між підвищеними рівнями забруднення та метеопараметрами у містах з великою кількістю різноманітних джерел розосереджених по території часто викликає труднощі.

Синоптична ситуація, відображаючи особливості атмосферних процесів, відіграє досить важливу роль у формування рівня забруднення атмосферного повітря. За даними Кіптенко Є.М., Козленко Т.В., рівень приземного забруднення збільшується у центральній, західній та північно-західній частинах антициклонів, у районах формування малоградієнтного баричного поля і знижується в районах розвитку циклонічної діяльності [10]. Сонькіним Л.Р. та Ніколаєвим В.Д. був здійснений статистичний аналіз забруднення повітря в окремих містах та ряді регіонів, при цьому відмічена наявність суттєвої кореляції між міським забрудненням повітря та деякими синоптичними ситуаціями [12]. В [11] зазначається, що в антициклонах, які спостерігаються в теплий період року, як правило, метеоумови є

сприятливими для реакцій фотохімічного окислення над величезними територіями.

Розглядаючи зв'язок між метеорологічними чинниками та рівнем забруднення приземних шарів атмосфери, зауважимо, що цей зв'язок є двостороннім. Нині активно досліджується питання як впливу метеопараметрів на формування рівня забруднення, так і впливу високого вмісту забруднюючих домішок в атмосферному повітрі на температуру, повторюваність туманів, кількість опадів, надходження радіації до земної поверхні, тощо.

Берлянд М.Є. та Зашихін М.Н. виконали теоретичні дослідження зміни метеорологічного режиму в місті під впливом забруднення повітря, міської забудови, зміни характеристик тепло і волого обміну, а також виділення тепла внаслідок господарської діяльності [15]. Проведені розрахунки та аналіз їх результатів дозволив розглянути питання теорії утворення острова тепла у місті, дослідити відмінності в місті та на його околицях добових коливань температури повітря, швидкості вітру і коефіцієнту обміну, а також виникнення радіаційних туманів та їх взаємозв'язок з островом тепла. В [12] охарактеризовано процеси, що відбуваються в граничному шарі атмосфери в умовах великого міста.

Вплив забруднення приземного шару на туман найчастіше проявляється в таких напрямках: утворення додаткових (промислових) ядер конденсації; виникнення штучного додаткового тепла та вологи, що утворюються при згоранні пального; погіршення видимості в тумані через наявність великої кількості домішок в повітрі [30].

Забрудненням атмосфери у містах призводить до того, що надходження сонячної радіації до рівня підстильної поверхні на території міст є меншим порівняно з навколишньою територією. У містах також зменшується тривалість сонячного саява. Наприклад, у Києві цей показник на 3 % нижчий, ніж у Борисполі, розташованому на відстані 40 км від столиці. Центральна частина Києва отримує прямої радіації у середньому на 2 % більше, ніж

південна та промислові райони. У промислових центрах втрати прямої сонячної радіації порівняно з сільською місцевістю становлять понад 10 % [18]. Підвищення швидкості вітру і розвиток конвективних процесів призводить до розсіювання забруднюючих речовин, чим зменшуються радіаційні втрати. Аерозоль у повітрі міста зменшує прозорість атмосфери і розсіює сонячну енергію, тому у містах відбувається зміна співвідношення між прямою і розсіяною радіацією. Забруднення атмосфери та пов'язане з ним зменшення інтенсивності прямої сонячної радіації спричинюють збільшення частки розсіяної у сумарному надходженні короткохвильової радіації.

Отже, метеорологічними чинниками, що відіграють найважливішу роль у формуванні підвищених рівнів забруднення, є напрямок та швидкість вітру, приземні та припідняті інверсії, опади і тумани. Особливістю впливу метеорологічних величин та атмосферних явищ є неоднозначність їхньої дії на формування підвищених рівнів забруднення атмосферного повітря (наприклад, негативний вплив інверсій та швидкості вітру буде значною мірою визначатися характеристиками джерел викидів, напрямку вітру – розташуванням джерел). Найчастіше метеорологічні величини та атмосферні явища характеризуються значною мінливістю в часі, що спричинює ускладнення встановлення зв'язків між ними та концентраціями ЗР. Слід зазначити, що зв'язок між метеорологічними величинами та атмосферними явищами і рівнем забруднення приземних шарів атмосфери є двостороннім. Підвищені концентрації ЗР в атмосферному повітрі можуть призводити до збільшення кількості та інтенсивності рідких опадів, збільшення частоти випадання та висоти снігового покриву, збільшення повторюваності гроз та граду на підвітряній частині міста. Під впливом забруднення атмосферного повітря у великих містах відбувається зменшення тривалості сонячного сяйва та зміна співвідношення прямої та розсіяної сонячної радіації, що надходить на земну поверхню. Підвищені рівні забруднення атмосферного повітря у великих містах сприяють частішому утворенню туманів, адже, вони є

джерелом утворення додаткових ядер конденсації та підвищенню середньої температури міст порівняно з навколишніми територіями.

Поведінка продуктів ядерного поділу в ґрунті має ряд характерних особливостей, які обумовлені:

- фізико-хімічними властивостями випадання;
- хімічними властивостями радіонуклідів;
- надзвичайно низьким вмістом їх у ґрунтах;
- специфічними фізичними і хімічними властивостями ґрунтів;
- кліматичними умовами [19, 23].

^{137}Cs входить до групи радіоактивних продуктів поділу, що утворюються в реакціях поділу ядер ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu та ін., відноситься до числі основних дозоутворюючих радіонуклідів серед продуктів поділу.

$T_{1/2} \text{ } ^{137}\text{Cs} = 30,17$ року, він $-\beta -\gamma$ – випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання 1,76 МеВ. Продукт розпаду ^{137}Cs – збуджений ^{137}Ba з періодом напіврозпаду 2,57 хв., випускає γ -кванти з енергією випромінювання рівною 0,662 МеВ.

Ступінь окислення ^{137}Cs в об'єктах + 1. ^{137}Cs має високу біологічну рухливість, яка визначається тим, що це радіоізоотоп лужного елемента, що є хімічним аналогом біогенно важливого елемента – калію.

Для ^{137}Cs , як і для більшості радіонуклідів, поглинання ґрунтом визначається процесами розподілу між двома основними фазами – твердої та рідкої (ґрунтовим розчином) і здійснюється за рахунок процесів сорбції – десорбції радіонуклідів, осадження – розчинення, тяжко розчинних сполук і коагуляції – пептизації колоїдів.

Тип поведінки ^{137}Cs – обмінний в макроконцентраціях і необмінний мікроконцентраціях. Механізм закріплення в ґрунті для мікрокількості радіонукліда – необмінне поглинання [14].

Залежно від природи та властивостей джерела радіоактивного забруднення штучні радіонукліди можуть надходити до зовнішнього середовища в різному стані – від повністю розчинної іонної форми до

важкорозчинних оксидів та практично нерозчинних оплавлених частинок [13, 15]. У глобальних випаданнях основна частка припадає на водорозчинні форми радіонуклідів, причому ізотопи цезію присутні у випадіннях не тільки у вигляді катіонів, але і в аніонній та нейтральній формах. Продукти поділу в аніонній формі зв'язуються ґрунтом неміцно і досить швидко переміщуються по ґрунтовому профілю.

Цезій, викинутий в атмосферу при Чорнобильській катастрофі, був пов'язаний з частинками, еквівалентний середньогометричний діаметр яких становив 0,5-1,0 мкм. У дощовій воді він був присутнім, головним чином, в колоїдній формі і тільки в невеликій кількості – в іонній.

Основна частка ^{137}Cs припадала на парогазову компоненту випадень. Відносна біологічна доступність ^{137}Cs у даному випадку висока та близька до глобальних випадань. Надходження ^{137}Cs у ґрунти у вигляді розчинних компонентів призводить до того, що близько 85% його кількості швидко зв'язується і лише мала частка (приблизно 15%) залишається доступною для поглинання рослинами [13]. Основна кількість ^{137}Cs концентрується у верхньому шарі ґрунту [15].

Незважаючи на різні механізми протікання (іонообмінна абсорбція, хемосорбція, абсорбція молекулярних речовин і т.д.), абсорбція ^{137}Cs тісно пов'язана з властивостями мінеральних, органічних і органомінеральних ґрунтових колоїдів [21].

Важливою особливістю поведінки ^{137}Cs є його здатність до необмінної сорбції (фіксації) твердою фазою ґрунтів [5, 27].

Причиною фіксації є взаємодія іонів ^{137}Cs з кристалічною решіткою деяких глинистих мінералів. У зв'язку з чим, при фіксації іонів ґрунтом, поряд із звичайними факторами, визначальними іонообмінну абсорбцію (такими як концентрація, іонний склад ґрунтового розчину), важливу роль відіграють такі характеристики, як мінералогічний склад ґрунтів, структура глинистих мінералів, форма та розмір частинок цих мінералів та їх вміст у ґрунті [16]. За зниженням міцності закріплення мінерали розташовуються в ряд: асканіт,

гідрофлогопіт, флогопіт, гумбрін, вермікуліт, бентоніт, коалініт, вівіаніт, гідрогетит, біотит, мусковіт, дамурит [5].

Зниження рухливості ^{137}Cs у ґрунті та зменшення доступності його рослинам в результаті ґрунтово-хімічних реакцій отримало назву «старіння».

Процеси, які ведуть до старіння, різні. Зокрема, ^{137}Cs бере участь у кристалохімічних реакціях із входженням радіонукліда в міжпакетні простори вторинних глинистих мінералів. Міцно фіксовані іони радіоцезію значно меншою мірою переходять в ґрунтовий розчин і, отже, меншою мірою доступні рослинам.

1.2. Сорбція радіонуклідів ґрунтами

Процеси сорбції та десорбції призводить до того, що ^{137}Cs знаходиться в ґрунті у різних формах [4].

Серед різноманіття форм стан радіонуклідів у ґрунтах, з точки зору прогнозування їх поширення та поведінки, виділяють водорозчинну (десорбент дистильована вода), обмінну (десорбент 1 N розчин $\text{CH}_3\text{COONH}_4$), необмінну або кислоторозчинну (десорбент 1 N і 6 N розчин HCl) і міцнопов'язану необмінену (десорбент суміш плавикової та азотної кислот) форми. Між усіма формами радіонуклідів у ґрунтах існує динамічна рівновага; при певних умов (зміна вологості ґрунту, термічного режиму та ін. факторів) іони, що знаходяться в важко розчинному стані, можуть переходити в рухливі та навпаки.

Найбільш рухливими сполуками макро-, мікроелементів та радіонуклідів є їх водорозчинні та обмінні форми [17].

Кількість водорозчинних форм ^{137}Cs рідко перевищує декілька відсотків від валового вмісту цього нукліду у ґрунті.

До водорозчинних сполук ^{137}Cs відносяться мінеральні солі, комплексні сполуки органічного та неорганічного характеру. Іон амонію є ефективним конкурентом за місця сорбції, тому в ацетатно-амонійну витяжку переходить

фракція радіонукліду, сорбована в ґрунті за механізмом іонного обміну і легко витісняється іншими катіонами [23]. Сума водної та сольової витяжок розглядається як рухлива фракція радіонукліду в ґрунті, найбільш доступна для кореневого засвоєння рослинами. Кислоторозчинні або необмінні фракції радіонуклідів менш доступні для кореневого засвоєння рослинами, але деякі з них можуть розглядатися як потенційно доступні, тому що в результаті процесів хімічного вилуговування та вивітрювання радіонукліди, включені в кристалічну структуру первинних мінералів можуть повільно вивільнятися і переходити в ґрунтовий розчин та поповнювати обмінну фракцію в міру її виснаження [3].

Вміст форм ^{137}Cs суттєво варіює залежно від властивостей ґрунту. Вміст обмінного ^{137}Cs практично визначається на ґрунтах всіх типів. У супіщаних та середньосуглинистих дерново-підзолистих ґрунтах та червоноземі знаходиться в обмінній формі більше 20% радіонукліду, а в ґрунтах інших типів у 1,5-3 рази менше. На ґрунтах важких за гранулометричним складом і з високим вмістом обмінних основ та гумусу (каштанові, сірозем, чорнозем) вміст ^{137}Cs в обмінній та кислоторозчинній формах складає 15-20%.

Одним із факторів, що визначають поведінку ^{137}Cs у ґрунтах та його перехід у рослини, є час його взаємодії із ґрунтом; з збільшенням часу контакту ^{137}Cs із ґрунтом в результаті фізико-хімічних реакцій відбувається не тільки іонообмінне зв'язування ^{137}Cs , але його необмінна сорбція (фіксація) твердою фазою ґрунту [18,20].

Багаторічні дослідження динаміки форм ^{137}Cs у вилуженому чорноземі в польових умовах показали, що загалом (за 6 років) спостерігається зниження вмісту обмінних форм ^{137}Cs у часі, хоча в окремі роки кількість ^{137}Cs у ґрунті була вище, ніж у попередній рік. Це обумовлено, мабуть, змінами ґрунтово-кліматичних умов і пов'язаною з цим різною мікробіологічною активністю, яка може обумовлювати різний ступінь іммобілізації ^{137}Cs [16].

На сорбційні процеси радіонуклідів суттєво впливає гранулометричний склад. Це пов'язано з тим, що ємність поглинання ґрунтом залежить від вмісту

в ньому високодисперсних частинок. Фракція ґрунту, частинки якого більші за 0,001 мм, має ємність поглинання від 0,12 до 13,4 мг-екв, а фракція частинок менше 0,001 мм – від 20,6 до 107,4 мг-екв на 100 г ґрунту [29]. Пілуваті фракції мають більшу здатність до фіксації ^{137}Cs , ніж піщані. У мулистій фракції ґрунтів залишається найбільша кількість Cs, яка не витісняється в розчин хлористого амонію після багаторазової обробки (в мулі чорнозему – 70 % від поглиненого). На сорбцію ^{137}Cs ґрунтами значний вплив надають ізотопні та неізотопні носії, а саме, стабільний цезій і калій [19]. Заміщення обмінних катіонів ґрунту на калій помітно збільшує сорбцію Cs: чим вищий вміст стабільного Cs у системі ґрунт – розчин, тим менше Cs сорбується ґрунтом [15, 23].

1.3. Міграційні процеси радіонуклідів у ґрунтах

Радіоактивні викиди і випадання можуть потрапляти в атмосферу і переміщуватися з потоками повітря (рис.1.1) [30].

Частинки аерозолів і пилу, що містять радіонукліди, формують радіоактивну хмару і з вітром рухаються у просторі. Під час руху повітряних мас ці радіонукліди залежно від погоди, опадів, зміни вітру і турбулентного переміщення потоків повітря поступово розсіюються. Переміщення радіонуклідів унаслідок атмосферних процесів відбувається значно швидше, ніж на поверхні землі, й визначається швидкістю вітру, яка досягає 10 км/год.

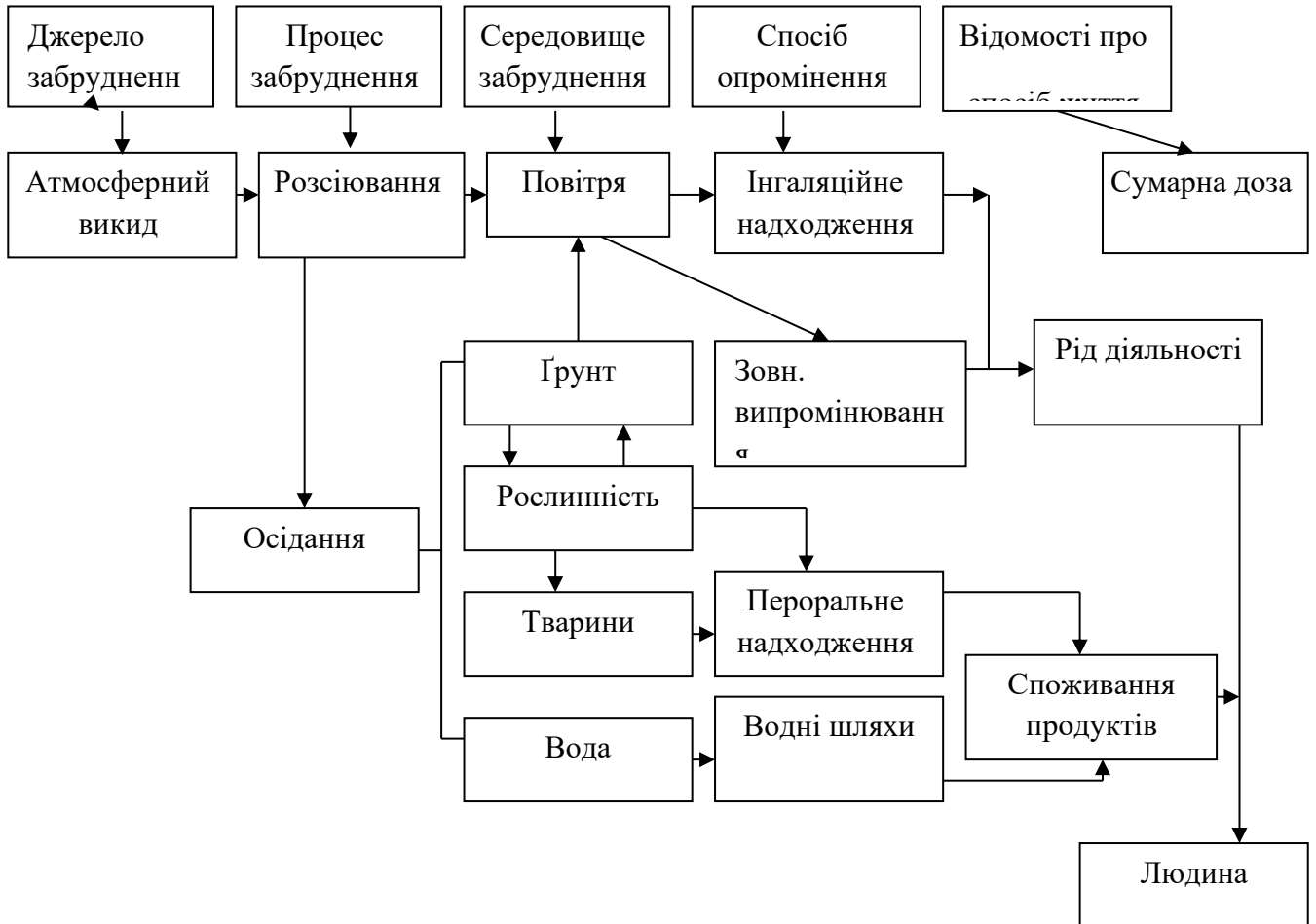


Рис.1.1. Схема повітряного шляху надходження радіонуклідів.

Завдяки вітровому перенесенню радіонуклідів атмосферна дифузія постійно їх розмиває (диспергує), і зрештою вміст радіонуклідів у повітрі знижується до мізерно малих значень. Середня швидкість вітру – найважливіший параметр дисперсії, що визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яке «розбавляє» радіонукліди. Інші важливі чинники, від яких також залежить випадання радіонуклідів з атмосфери, – це опади, що вимивають радіонукліди з хмари, атмосферні умови, наприклад, шторм, структура ландшафту чи шорсткість (рельєфність) земної поверхні.

Для радіоактивної хмари ступінь радіонуклідного забруднення за напрямком вітру в будь-якій точці залежить від потужності викиду (кількості аерозолів, зокрема пилу і радіонуклідів) в одиницях об’єму за одиницю часу.

Ймовірно, що ступінь забруднення повітря і підстильної поверхні води зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після викиду.

Із переміщенням радіоактивної хмари в атмосфері відбувається процес осідання аерозольних частинок на землю і поверхню води під дією електростатичних сил (аерозолі мають позитивний заряд, а ґрунту і, особливо, воді властивий негативний заряд); гравітаційного осідання (чим більші частинки аерозолу, зокрема пилу, тим ближче від джерела викиду вони випадають); через фільтрацію аерозолів і пилу деревами, будівлями і вимивання дощем. Період, протягом якого радіонукліди можуть перебувати в повітрі, не перевищує звичайно кількох днів. Виняток становлять стратосферні викиди радіонуклідів на значну висоту (ядерні вибухи в атмосфері, викид радіонуклідів унаслідок аварії на ЧАЕС).

Чим більші швидкість вітру, нестабільність атмосфери, дисперсія розсіювання радіонуклідів, відстань від джерела, тим менші концентрація радіонуклідів в атмосфері та ступінь їх випадання на поверхню ґрунту чи води.

Найпростіше оцінювати рівень випадань залежно від відстані до джерела за формулою

$$A_x = C / X^2, \quad (1.1)$$

де A_x – щільність випадань на відстані (X) від джерела, Бк(Кі)/кв.км;

C – константа загального об'єму випадань.

Для вірогіднішого розрахунку можна використовувати точнішу формулу:

$$A_x = -\frac{2QT}{C^2 V x^{2-n}} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{C^2 x^{2-n}}\right), \quad (1.2)$$

де Q – активність (потужність) викиду джерела, Бк(Кі)/кв.км; T – час викиду; V – швидкість вітру під час викиду, м/с; h – висота джерела викиду (наприклад, труби АЕС), м; n – параметр турбулентності за спеціальними таблицями; C – лінійний коефіцієнт турбулентної дифузії за Сеттоном [20].

Усі згадані процеси в джерелі й атмосфері призводять до формування рівня (щільності) випадань, що зумовлює рівень радіонуклідного забруднення водних і наземних екосистем [8].

Радіонукліди, що випали з атмосфери на поверхню ґрунту, потрапляють із поверхневим стоком на відповідні водозбірні площі струмків, рік та інших водоймищ. Поверхневий стік радіонуклідів залежить від характеру ландшафту, типу шорсткості підстильної поверхні, щільності рослинного покриву, пори року, характеру і кількості опадів. В умовах гірського ландшафту, при гладкому кам'яному покритті, позбавленому рослинності, і в період інтенсивних дощів об'єм поверхневого рідкого і твердого стоку радіонуклідів є максимальним. Для рівнинних ландшафтів, типових для Полісся України, об'єм поверхневого стоку радіонуклідів становить: для ^{137}Cs – близько 0,01-0,4% на рік, а для ^{90}Sr – 0,2-4% [19]. Якщо об'єми випадання радіонуклідів на водозбірну територію великі, як у випадку Чорнобильської аварії на водозбірній площі Дніпра, загальний об'єм надходження радіонуклідів у водотоки з поверхневим стоком може бути дуже значним. Так, за активності ^{90}Sr на Краснянській заплаві р. Прип'ять – $3,7 \cdot 10^{14}$ Бк(10кКи) поверхнева активність стоку може досягати $1,5 \cdot 10^{13}$ Бк(400Ки) і більше.

Велике значення для поверхневої активності стоку радіонуклідів із водозбірної площі, особливо із заплав рік, мають періоди весняних і осінніх паводків, властивих нашим річкам. Спеціальні розрахунки показали, що у випадку затоплення заплави Дніпра за високих рівнів паводків (10-25% ймовірності виникнення) поверхневий стік радіонуклідів ^{90}Sr може досягати 4-8% відкладень радіонуклідів на заплаві за рік.

Крім поверхневого стоку, потрібно враховувати вторинне вітрове підіймання радіонуклідів, що осіли на поверхню ґрунту. У разі високої вітрової активності на прибережних територіях можливе потрапляння радіонуклідів у водяні екосистеми і в органи дихання людини внаслідок дефляції (осідання) чи вторинного вітрового підіймання, пов'язаних із пилоутворенням [20].

Утворення пилу може бути зумовлене дією вітру, рухом транспорту, будівельними і сільськогосподарськими роботами.

Вторинне вітрове підймання радіонуклідів у повітря оцінюють за допомогою коефіцієнтів вітрового підймання, або дефляції, K_e (m^{-1}):

$$K_e = C_{II} / C_r, \quad (1.3)$$

де C_{II} – об’ємна активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Кі)/куб.м; C_r – поверхнева активність радіонуклідів на поверхні ґрунту, Бк(Кі)/кв.м.

За експериментальними даними, відразу після випадання K_e становить $10^{-4} - 10^{-6} m^{-1}$ [27].

Коефіцієнт вітрового підймання варіює від 10^{-2} в умовах польових робіт до 10^{-12} для заасфальтованих міських територій. Це особливо важливо для оцінки інгаляційної складової еквівалентної дози опромінення для людини [28].

Після потрапляння радіонуклідів у екосистему повітряним шляхом чи поверхневим стоком вони залучаються до участі у житті екосистеми і підкоряються дії її внутрішніх законів. Усі радіонукліди, що потрапили в екосистему, так чи інакше беруть участь у кругообігу речовин, зумовленому трофічною структурою цієї екосистеми, – від сталих елементів середовища (вода, повітря, ґрунт) до популяцій організмів різних трофічних рівнів [29].

Багаторічні дослідження показали, що основними факторами, що зумовлюють міграцію радіонуклідів у ландшафтно-геохімічних комплексах, є конвективне перенесення (фільтрація атмосферних опадів вглиб ґрунту, капілярний потік вологи до поверхні ґрунту в результаті випаровування, переміщення вологи під дією градієнтів напору та температур), дифузія вільних і адсорбованих іонів [13, 16], перенесення за кореневими системами рослин, перенесення радіонуклідів колоїдними частками [14], життєдіяльність ґрунтових тварин, господарська діяльність людини [13].

Перераховані фактори не є рівнозначними, оскільки інтенсивність і тривалість їх дії різні та залежать від конкретних умов. Найбільш вагомими факторами, що впливають на інтенсивність міграції радіонуклідів у ґрунтах

(які не обробляються людиною), є молекулярна дифузія і конвективні потоки вологи.

Встановлено, що одразу після осідання радіонуклідів на поверхню ґрунту внаслідок викидів АЕС, близько 95 % їх зосереджено у верхніх 5 см ґрунту [14]. А отже, незалежно від шляхів надходження в навколишнє середовище радіоактивних ізотопів, ґрунт є головним акумулятором довго живучих радіоізотопів, виступаючи як найбільш потужний геохімічний бар'єр біосфери.

Інтенсивність міграції радіонуклідів у біосфері та ґрунті залежить від взаємодії таких факторів: хімічні властивості радіоактивних ізотопів, кліматичні умови, властивості ґрунту, рельєф, рослинний покрив [30].

Із властивостей радіонуклідів відомо, що на їх поведінку в ґрунті найбільше впливає знак заряду іона, його маса та радіус, здатність до гідролізу, сорбції, хімічні властивості. В цілому, чим вище заряд іона та менше його радіус, тим сильніше він вбирається ґрунтом. Біологічну рухливість у системі «ґрунт-рослина» визначають фізико-хімічні властивості радіонуклідів. Рівень накопичення цих радіонуклідів і характер їх розподілу в рослинах, залежить, у першу чергу, від потреби в них рослинних організмів. В рослинах у великій кількості концентруються ті радіонукліди, які представляють елементи, що необхідні для нормальної життєдіяльності рослин. Сильний ступінь акумуляції характерний також для радіонуклідів, макрокількості ізотопних носіїв яких відносяться до біологічно важливих елементів. Так, ^{90}Sr є хімічним аналогом кальцію, а ^{137}Cs – калію, які відіграють найважливішу роль у регулюванні багатьох процесів обміну речовин у рослинах. Внаслідок того, що калій і кальцій знаходяться у ґрунті в макрокількостях, а радіонукліди в ультраконцентраціях, то в процесі поглинання кореневими системами рослин поживних речовин відбувається конкуренція за місця сорбції на поверхні коріння [23].

Значення коефіцієнта переходу ^{90}Sr із ґрунту в рослини залежать також від типу ґрунтів. Найбільш високі рівні забруднення рослинності

спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо легкого механічного складу, менші – на сірих лісових ґрунтах і сіроземах, найнижчі на чорноземах. Порядок розміщення ґрунтів за зменшенням коефіцієнта переходу в рослини ^{137}Cs наступний: торф'яно-болотні різного ступеня зволоження, дерново-підзолисті піщані, дерново-підзолисті супіщані, дерново-підзолисті суглинкові, сірі лісові, чорноземи. Максимальне накопичення ^{137}Cs спостерігається на торф'яно-болотних ґрунтах, які використовуються під пасовища та сінокоси [2].

При забрудненні територій на початковому етапі радіоактивні речовини знаходяться на поверхні ґрунту. Лише через значний час радіонукліди перерозподіляються по профілю під впливом вітру, випадання опадів, а також пересуваються вглиб ґрунту в результаті міграційних процесів [8].

На рухомість радіонуклідів впливають також властивості ґрунту. За впливом на процеси фіксації радіонуклідів у ґрунті їх можна розмістити в порядку зменшення наступним чином: волога > вміст кальцію і магнію > вбирна здатність ґрунтів > вміст гумусу > кислотність [3].

Досить важливо регулювати водний режим ґрунту. Перезволоження підвищує рухомість радіонуклідів, часта зміна процесу зволоження і висушування – сприяє їх фіксації. Понижена вологість підвищує рівень забруднення продукції радіонуклідами за рахунок зниження урожайності. Із збільшенням дисперсності ґрунтових частинок доступність радіонуклідів рослинам знижується. Найбільший вплив на рухливість радіонуклідів у ґрунтах мають частинки фізичної глини та мулу, що володіють більшою поглинальною здатністю у порівнянні з більш крупними фракціями. Ґрунти, які характеризуються дуже низьким вмістом глинистих часток мають слабе поглинання ^{137}Cs , що дає можливість йому вільно мігрувати в ґрунті і бути біологічно доступним для рослин. Це стосується дерново-підзолистих, піщаних і торфових ґрунтів. Коефіцієнти переходу на цих ґрунтах можуть бути в декілька разів вищі, ніж на суглинках, що призводить до інтенсивного їх забруднення [11].

Ті фактори, що визначають рухомість радіонуклідів у ґрунті, визначають і рівень накопичення їх рослинами. При чому, якщо фактор сприяє фіксації радіонуклідів ґрунтом, то інтенсивність накопичення їх в рослинах зменшується. В загальному, чим важчий гранулометричний склад ґрунту, більше набухаючих колоїдів, вище ступінь насичення кальцієм і магнієм, тим менше надходить радіонуклідів в рослини.

Всі види вбирної здатності ґрунту (механічна, фізична, хімічна, обмінна, біологічна) можуть бути одночасно задіяні у поглинанні і фіксації радіонуклідів. Роль того чи іншого виду вбирної здатності ґрунту залежить від виду радіоактивних елементів, їх властивостей, форми хімічних сполук і розміру часток у складі яких вони потрапляють у ґрунт.

Не менш важливе значення має кислотність ґрунтового розчину. Так зміна реакції ґрунтового покриву від сильно кислого ($\text{pH}=4,0$) до лужного ($\text{pH}=8,5$) знижує накопичення радіоактивних ізотопів стронцію, цезію, рубідію у 2-4 рази, а церію-144 в 10-106 разів. Це відбувається завдяки тому, що з підвищенням кислотності сполуки цих хімічних елементів гідролізуються і переходять в малодоступні рослинам форми.

Кількість органічної речовини (гумусу) чинить різний вплив на поведінку радіонуклідів у ґрунтах. Високий вміст фульвокислот, може сприяти формуванню рухомих комплексів з радіонуклідами, тому на кислих ґрунтах і особливо на торфових, коефіцієнти переходу радіонуклідів у 20-30 разів вищі, ніж на нейтральних. При цьому ґрунт стає чистішим, а рослини забруднюються радіоактивними речовинами. Гуматний тип гумусу, характерний для чорноземів, знижує надходження радіонуклідів в рослини.

У процесах накопичення радіонуклідів рослинами відіграють особливості мінерального живлення, тривалість вегетаційного періоду, розвиток і інші їх біологічні ознаки. Особливості будови рослин також відіграють роль. При однакових умовах різниця в накопиченні радіонуклідів різними видами рослин може складати десятки і сотні разів. Так, бобові культури накопичують більше кальцію, а відповідно накопичують більше

стронцію, ніж злакові. Радіоактивного цезію накопичується більше в тих частинах рослин, які містять більше калію [23].

Однією із причин, що впливають на рівень накопичення радіонуклідів, є глибина розміщення корневих систем. Більше забруднюється продукція тих культур, у яких кореневі системи розміщені поверхнево і поглинають поживні елементи з верхніх забруднених горизонтів ґрунту. Тому забрудненою є продукція з природних та культурних сінокосів і пасовищ. Після випадання радіоактивних часток на поверхню ґрунту від 65 до 90 % їх утримується дерниною трав, а тому ці радіонукліди легкодоступні рослинам і швидко поглинаються ними [17].

Форми рельєфу розглядаються як головний критерій формування поверхневого стоку і водного механічного переміщення радіоактивних речовин. Особливості рельєфу можуть як перешкоджати (затримувати), так і сприяти перерозподілу радіонуклідів між ландшафтами та їх елементами. З усіх видів міграції водна механічна і водна фізико-хімічна визначають основні особливості перерозподілу радіонуклідів як з радіальними (вертикальними), так і з латеральними (горизонтальними) потоками води.

Винесення радіоактивних ізотопів з водними потоками відбувається найбільше на дні ерозійної мережі. Транзит, тобто перенесення з частковою акумуляцією радіонуклідів, головним чином в результаті площинного змиву, характерний для схилів, а також сильно розмежованих рівнин. Акумуляція речовин спостерігається на основних вирівняних поверхнях міжрічкових і давньоалювіальних рівнин, а також у замкнутих западинах [24, 30].

Науковцями встановлена залежність міграційних процесів радіонуклідів від комплексу фізико-хімічних, кліматичних, геохімічних, біологічних чинників [6]. Інколи дані є суперечливими, через недостатню вивченість поставленої проблеми. Разом з тим залишаються маловідомими механізми міграції радіонуклідів у ґрунтах під впливом електромагнітного поля ліній електропередачі високої напруги. Дослідження даного питання нами буде висвітлено в наступних розділах роботи.

Серед радіонуклідів, якими забруднений ґрунт, найбільшу частку на даний момент становлять довгоживучі радіоактивні елементи – цезій-137 (^{137}Cs) та стронцій-90 (^{90}Sr).

Катіони ^{90}Sr і ^{137}Cs можуть перебувати у ґрунті в складі хімічних сполук в різних фізичних станах: у вільному стані в водорозчинній формі ґрунту; фізично адсорбовані мінеральними частинками ґрунту (обмінна форма); хімічно зв'язані з органічними та неорганічними сполуками ґрунту (фіксована форма перебування у ґрунті). Водорозчинні сполуки, як правило, є доступними і придатними до міграції у ґрунті. Обмінна форма розглядається як резерв водорозчинної. Внаслідок теплових коливань і дії фізичних полів може відбуватися десорбція цих іонів і їх перехід у водний розчин, тобто у вільний стан. Перехід катіонів у водний розчин із фіксованої групи є малоімовірним через їх малу рухливість.

1.4. Надходження радіонуклідів у рослини

Лікарські трави давно і міцно увійшли до медицини, що пояснюється ефективністю та м'якістю їх дії, відсутністю, як правило, небажаних побічних явищ при тривалому застосуванні, відносною простотою виробництва та дешевизною.

В Україні є достатня база з багатьох видів лікарських засобів, а також накопичено досвід виробництва та клінічного застосування цих засобів, у зв'язку з чим вони знайшли широке застосування в медичній практиці, у різних галузях промисловості.

Лікарські рослини тривалий час не вивчалися як об'єкти біосфери, що зазнають інтенсивних антропогенних впливів.

Однак у міру загострення екологічної кризи та розвитку відповідних досліджень з'ясувалося, що вони та фітопрепарати можуть містити небезпечні для здоров'я людини концентрації шкідливих елементів [10]. Аналіз публікацій про вміст токсичних сполук антропогенного походження у

фітосировині за останні 20 років вказує на актуальність цієї проблеми. Серед хімічних забруднювачів рослин, у тому числі лікарських, основна увага в літературі приділялася важким металам та пестицидам. Так, серед них 38% присвячено визначення пестицидів, 45% – важких металів, 33% – інших забруднень [12].

В умовах посилення урбанізації, зростання промислових об'єктів та постійного збільшення щільності міського транспорту популяції лікарських рослин, доступні для заготівель, знаходяться під потужним впливом високих доз різних антропогенних факторів. Несприятливий вплив на них надають забруднення води, ґрунту та повітря [20]. Хоча рослини мають хорошу адаптаційну здатність, вони чуйно реагують на низький чи надмірно високий вміст окремих компонентів у них [19].

Інтенсивність впливу призводить до багатьох порушень фізіологічних функцій, зокрема пригнічення ферментних систем, пошкодження та відмирання окремих клітин та ділянок тканин, часто що призводить до загибелі рослин і навіть зникнення окремих видів [27].

Особливо шкода забрудненого повітря відчувається поблизу джерел викиду диму та газу, що виражається у зниженні врожайності сільськогосподарських і садових культур, у погіршенні якості кормових і лікарських рослин. Найбільш неприємні наслідки викликає пил, містить окису металів, що завдають шкоди кореневій системі рослин і що знижують родючість ґрунту [18]. Для обмеження зростання забруднень повітря у багатьох країнах затверджено так звані значення МДК (максимально допустимі концентрації шкідливих речовин) [23]. Одним з джерел забруднення фітосировини такими важкими металами як Pb, Zn, Cd, Cu, Cr, Co, Fe, Mn, Sr є автотранспорт. Територія, ближче 50 метрів від полотна дороги, непридатна для заготівлі. Крім того, підвищується накопичення токсичних металів Cd і Pb у надземних органах глоду, що росте поблизу автомобільних трас. Фітотоксична дія шкідливих речовин позначається на фізіологічних процесах у рослинах [19]. Важливим аспектом впливу на органи

асиміляції є наявність газоподібних речовин, що призводить до підвищеного поглинання токсичних речовин [9]. Вплив пилу проявляється через листя та ґрунт [21]. Він накопичується на поверхні листової пластинки, викликаючи зниження ефективності сонячного випромінювання, сприяючи підвищенню температури та проникненню в неї токсичних речовин, або діє на рослину через ґрунт, змінюючи її водневий показник та вміст мікроелементів, порушуючи зростання коренів та збільшуючи поглинання токсичних речовин [24].

Ланка трофічного ланцюга ґрунт – рослина є основною, визначальним надходження радіонуклідів в організм людини та тварин. Акумуляція радіонуклідів рослинами із ґрунту залежить від комплексу факторів, серед яких можна виділити 4 основні групи: фізико-хімічні властивості радіонуклідів, агрохімічні властивості ґрунтів, біологічні особливості рослин, агротехніка вирощування культур.

При описі поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі необхідно вивчення біодоступності цих радіонуклідів, включаючи її математичний опис. Зазвичай біодоступність виражається як відношення між концентрацією радіонукліду на одному трофічному рівні для його концентрації на іншому трофічному рівні. Для оцінки біологічної рухливості радіонуклідів у системі ґрунт – рослина використовують різні показники, до найбільш широко застосовуваних відносяться коефіцієнт накопичення (КН) та коефіцієнт пропорційності чи переходу (КП). КН є відношенням вмісту радіонукліду в одиниці маси рослин та ґрунту відповідно. КП співвідносить концентрацію радіонуклідів у рослинах до площі забруднення ґрунту. Надходження до рослин радіонуклідів визначається їх біофільністю, що оцінюється за коефіцієнтом біологічного поглинання (КБП), за допомогою якого порівнюють концентрацію радіонукліду в золі рослин і ґрунті [19]. За акумуляцією рослинами хімічні елементи поділяють на 5 груп: з сильним накопиченням ($КН > 10$), зі слабким накопиченням (1-10), відсутністю акумуляції (0,1-1), зі слабкою дискримінацією (0,01-0,1) та з сильною

дискримінацією ($<0,01$). Для великої кількості радіонуклідів характерні $KH < 1$.

Механізм засвоєння радіонуклідів корінням рослин подібний до поглинання основних поживних речовин: завдяки дифузії іони порівняно легко проникають у вільний простір тканини корневих волосків. Цей процес поглинання іонів пов'язаний з використанням енергії, що звільняється при диханні і залежить від хімічних властивостей елемента і ступеня участі його у метаболічних процесах.

Радіонукліди, що надходять у надземну частину рослин, здебільшого, концентруються в соломі (листя та стебла), менше – у м'якші (колоски, волоті без зерна) і в невеликих кількостях у зерні. Проте, відносний вміст ^{137}Cs в насінні може досягати 10% і вище від загальної кількості його у надземній частині рослин.

У загальному накопиченні радіонуклідів та їх утриманні на одиницю маси сухої речовини в процесі росту рослин спостерігається така ж закономірність, як і для біологічно важливих елементів: з віком рослин у їх надземних органах збільшується абсолютна кількість радіонуклідів та знижується вміст на одиницю маси сухої речовини.

Зі збільшенням урожайності культур зменшується вміст радіонуклідів на одиницю маси [4].

Накопичення радіонуклідів рослинами залежить від їх концентрації в поживний субстрат. Для більшості радіонуклідів, що знаходяться в ґрунті в ультрамікроконцентраціях, характерна лінійна залежність, та їх надходження в рослини відбувається прямо пропорційно до вмісту в ґрунті. Коефіцієнти накопичення (KH) радіонуклідів у рослинах мають достовірно високу кореляцію з коефіцієнтами розподілу (KP) радіонуклідів між твердою та рідкою фазами ґрунтів, що вказує на суттєвий вплив не лише їх фізико-хімічних властивостей, а й ґрунтових характеристик [29].

Серед фізико-хімічних властивостей ґрунту, що впливають на накопичення ^{137}Cs в рослинах, витрачають близько 10 найбільш значущих

параметрів: механічний склад, ємність поглинання та склад катіонів, концентрація обмінного калію, мінералогічний склад та ін. Відповідно забруднення рослин радіонуклідами залежить від специфіки ґрунтового покриву, тобто від типу та властивостей ґрунту. Накопичення радіонуклідів рослинами знижується в ряді ґрунтів: алювіально-шаруваті, дерново-підзолисті, сірі лісові, сіроземи, каштанові, чорноземи. Біологічна рухливість ^{137}Cs у вилуженому середньосуглинистому чорноземі близька до аналогічного показника в дерново-підзолистому середньосуглинистому ґрунті [1]. На ґрунтах одного і того ж типу накопичення радіонуклідів рослинами може сильно змінюватись [9].

Надходження ^{137}Cs в рослини відбувається інтенсивніше із супіщаних і піщаних ґрунтів, ніж із ґрунтів важкого мехскладу, так як сорбційна здатність ґрунтів зростає із збільшенням ступеня дисперсності ґрунтових частинок. В межах одного типу ґрунтів залежно від гранулометричного складу накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись у 10 разів [9]. Існує зв'язок між накопиченням ^{137}Cs у врожаю рослин та властивостями механічних фракцій ґрунту. Фракції мулу з чорнозему сильніше знижують надходження ^{137}Cs в рослини в порівнянні з фракціями мулу з дерново-підзолистого ґрунту, що можна пояснити їх різним мінералогічним складом [22].

Важливий вплив на доступність ^{137}Cs для рослин має органічна речовина ґрунту. У цілому нині, органічні комплекси ^{137}Cs менше доступні рослинам в порівнянні з іонною формою, причому фульфат ^{137}Cs в 1,3 рази доступніший за гумат. Визначення доступності для рослин ^{137}Cs з його водорозчинних форм показало, що КН радіонукліду з різних молекулярно-масових фракцій органічних та неорганічних сполук у ґрунтових розчинах розрізняються в 2-40 разів та найбільш доступними для рослин формами є водорозчинні комплексні радіонуклід-органічні сполуки [6].

Відомості про вплив вологості ґрунту на надходження Cs в рослини досить суперечливі. Позначено як збільшення переходу ^{137}Cs в рослини зі

зростанням вмісту вологи в ґрунті, так і відсутність впливу вологості. Очевидно, реакція рослин на вологість при засвоєнні ^{137}Cs залежить від їх видових особливостей. Так, при зменшенні вологості ґрунтів відзначалося збільшення концентрації ^{137}Cs в рослинах бобів, а загальне винесення радіонукліду з урожаєм не змінювалося. У злакових рослин (пшениця та овес) підвищення вологості ґрунту з 30 до 60 % ПВ не впливало на КН ^{137}Cs , а загальний винос радіонукліду з урожаєм зростав при більш високій вологості, що пов'язано із збільшенням урожайності [17].

Біологічна доступність ^{137}Cs збільшується в умовах кислого середовища, що пов'язано з зміною хімічної форми радіонукліду.

Результати вегетаційних дослідів із водною культурою гороху [3] свідчать, що при зміні рН від 4,0 до 8,5 накопичення ^{137}Cs рослиною змінюється у 2-4 рази.

Підвищення ступеня карбонатності ґрунтів збільшує надходження ^{137}Cs в рослини, що пов'язано зі збільшенням кількості водорозчинних органічних сполук, які зумовлюють десорбцію цього радіонукліду.

В умовах нерівномірного розподілу ^{137}Cs у вертикальному профілі ґрунтів суттєвий вплив на поглинання радіонукліду рослинами надає характер розміщення їх корневих систем за глибиною, що залежить від видових та сортових особливостей рослин [21].

Нерівномірність розподілу ^{137}Cs за профілем ґрунту може призвести до 2-3-х кратних змін надходження радіонукліду в рослини.

Накопичення ^{137}Cs рослинами залежить від їх біологічних особливостей, серед яких найбільше впливають продуктивність рослин, – розподіл у ґрунті кореневої системи, тривалість періоду вегетації, калієфільність тощо [28].

Зміст ^{137}Cs , як правило, вищий у зернобобових культурах порівняно зі злаковими. У природних екосистемах помітна акумуляція радіоцезія спостерігається у видів із сімейства Вересові. До накопичувачів ^{137}Cs відносяться також мохи, лишайники, гриби [24]. В окремих видах грибів ^{137}Cs

може накопичуватися у кількостях 445 КБк/Кг. Тимчасовий характер зміни концентрації радіоцезію в рослинах цього виду відповідає фазі зростання.

Необхідно відзначити, що при надходженні в ґрунт ^{137}Cs , як правило, знаходиться у легкодоступній для рослин формі. Однак з часом вміст у ґрунті обмінного ^{137}Cs знижується внаслідок старіння радіонукліду.

Поглинання рослинами ^{137}Cs із ґрунту тісно пов'язане з засвоєнням К-основного неізотопного носія ^{137}Cs у системі ґрунт рослина. Калій знаходиться в ґрунті в макрокількості, в той час як ^{137}Cs – в ультрамікроконцентраціях. Внаслідок цього у ґрунтовому розчині відбувається сильне розведення мікрокількостей ^{137}Cs іонами К, і при поглинанні їх корневими системами рослин відзначається конкуренція за місця сорбції на поверхні коренів, тому при поступі даних елементів із ґрунтів або розчинів у рослини спостерігається антагонізм іонів Cs^+ і K^+ . Зміна швидкості перенесення ^{137}Cs щодо К в сільськогосподарських ланцюжках, у тому числі ґрунт – рослина, прийнято оцінювати за допомогою коефіцієнта дискримінації, що враховує залежність надходження ^{137}Cs в рослини від вмісту його основного неізотопного носія в ґрунтах – калію та репрезентації $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ в рослинах (ланці – акцепторі) до аналогічного відношення в ґрунті (ланці – донорі). Для переміщення ^{137}Cs і К у системі ґрунт – рослина характерна виражена дискримінація у засвоєнні корневими системами ^{137}Cs щодо К. Причиною дискримінації, можливо, є значно міцніша сорбція ^{137}Cs твердою фазою ґрунту [5].

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Об'єкт, умови та місце проведення досліджень

Основна частина досліджень проводилася у Голосіївському лісі.

Голосіївський ліс – лісовий масив, розташований у південній частині міста Києва, у Голосіївському районі, у місцевості Голосіїв. Це парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення з 1972 року.

У 2023 році змін у територіальній структурі НПП «Голосіївський» не відбулось – його загальна площа залишилась 10 988,14 га.

Територія парку тягнеться смугою у правобережній частині м. Києва вздовж р. Дніпро від північної межі міста (Святошинсько-Біличанський масив) до південної частини міста (ліси Конча-Заспи).

Територія НПП «Голосіївський» у сучасних межах складається з 5 відокремлених ділянок.

Центр Києва розмежовує їх на поліську та лісостепову частини міста. Найбільша фрагментованість спостерігається в лісостеповій частині (Голосіївський р-н) – тут виділяються 4 ділянки:

- 1) Голосіївський ліс разом з парком імені М. Рильського;
- 2) урочище Теремки;
- 3) урочище Бичок;
- 4) південна частина парку разом з урочищем Лісники.

Поліська частина являє собою один досить значний за площею масив на терасі річки Ірпінь (Святошинсько-Біличанське відділення) і знаходиться в межах Святошинського, Оболонського та Подільського адміністративних районів м. Києва. Згідно зі схемою загальної структури НПП «Голосіївський» на півночі вона обмежується мікрорайоном ПущаВодиця, на півдні – землями с. Білогородка, на заході – заплавою р. Ірпінь, а на сході – початком селітебної зони м. Києва. Територія охоплює землі Святошинського, Київського та

частково Пуща-Водицького лісництв комунального підприємства «Святошинське лісопаркове господарство».

Крім Голосіївської пустині та навчальних корпусів і гуртожитків Національного університету біоресурсів і природокористування України, у Голосіївському лісі розташовані також: Ботанічний сад Національного університету біоресурсів і природокористування України, Головна астрономічна обсерваторія НАН України, Клінічна лікарня «Феофанія» та Національний експоцентр України. На південній околиці – Музей народної архітектури та побуту України в селі Пирогові.

Рельєф лісу почленований ярами. У лісі протікає Голосіївський струмок, на якому створено низку ставів - Голосіївські (Дідорівські) стави. У східній частині лісу – низка Китаївських ставів (біля місцевості Китаїв). Також у Голосіївському парку є низка Оріхуватських ставків на струмку Оріхуватка.

Рослинність Голосіївського лісу представлена переважно широколистяними лісами. Найбільшу площу займають грабово-дубові та грабові. В Голосіївському лісі подекуди збереглися старі дуби, віком понад 300 років. Також зустрічаються ясен, липа, у підліску ростуть ліщина, бруслина, калина, бузина, черемшина тощо.

Ґрунтовий покрив Голосіївського лісу включає кілька ґрунтових різновидностей, головною з яких є чорнозем типовий малогумусний крупнопилуватий – легкосуглинковий на лісі. Вміст гумусу в орному шарі становить 4,4 %, рН – 6,8-7,3; ємність поглинання 30,7-32,5 мг-екв. на 100 г ґрунту [12].

Клімат помірно континентальний, м'який, з достатнім зволоженням. Середня температура січня -6°C , липня $+19,5^{\circ}\text{C}$. Тривалість вегетаційного періоду 198-204 дні. Сума активних температур поступово збільшується з Півночі на Південь від 2480 до 2700 $^{\circ}\text{C}$. За рік на території області випадає 500-600 мм опадів, головним чином влітку.

За температурними умовами клімат помірний. Тут холодні зими з температурою до -20°C , чергується з порівняно теплими зимами з відлигами. Сніговий покрив тримається в середньому біля 100 днів. Ґрунт промерзає до

60-65 см. Довжина безморозного періоду триває 175 днів, з температурою вище 5°C – 210, вище 15°C – 125 днів.

Середня температура липня в 13 годин становить +24 °C, максимальна +37 °C, абсолютний мінімум –34 °C. Сума температур за період вище +10 °C становить 2600°C.

Фізична стиглість ґрунту і початок польових робіт у середньому розпочинається в період – 3 декада березня – 1 декада квітня. Середня дата прогрівання ґрунту га глибину до +10 °C – 20-25.04.

Літо переважно сухе і жарке. Дощі випадають частіше всього у вигляді злив. Осінь тепла, суха переважно, сніговий покрив утворюється в середині листопада. Є цілковита можливість застосовувати післяукісні посіви ярих культур. Середньорічні значення надходження сумарної ФАР за рік становить 216,6 °C за період з температурою вище +10 °C – 150,84, за період з температурою вище +5°C – 171,79 кДж/см².

Клімат району, в якому розташований Голосіївський ліс за ступенем зволоження помірно зволожений. Середня річна сума опадів становить 470 мм, за період з температурою вище +10 °C – 290 мм, а сума випаровування 560.

Послідовність дослідження була наступною:

1) Попереднє вивчення галузевих матеріалів та природних умов території, що планується для досліджень, визначення природної ландшафтно-геохімічної обстановки та попередній вибір необхідних ключових ділянок.

2) Загальні ознайомчі маршрути, під час яких описувався рельєф та ґрунтово-рослинний покрив, проводилося детальне вивчення території для остаточного вибору ділянок та прив'язки до них території комплексних профілів, розмітка опорних точок спостережень, складання плану проведення власне польових робіт.

3) Власне польові роботи. На ключових ділянках з природним ґрунтово-рослинним покривом закладалися комплексні профілі.

Об'єктами досліджень були зразки чорноземних ґрунтів, дикорослі лікарські рослини різних життєвих форм, відбір яких проводився в умовах природних фітоценозів з кожного експериментального майданчика (мікрозони) у період весна-літо 2024 р.

Як модельні види лікарських рослин служили рослини з досить широким ареалом проростання в цій місцевості:

- Хвощ польовий (*Equisetum arvense*)
- Шавлія лучна (*Salvia pratensis*)
- Глід криваво-красний (*Crataegus sanduinea*)
- Шипшина корична (*Rosa majalis*).

Зовнішні ознаки, що свідчать про вплив забруднення навколишнього середовища на рослини (зміна забарвлення, розмірів, форми вегетативних органів), були відсутні.

2.2. Методи визначення активності цезію-137 у ґрунтовому покриву та лікарських рослинах

Вилучення рухливих форм ^{137}Cs з ґрунту проводилося за допомогою розчину ацетатно-амонійного буфера з $\text{pH} = 4,8$. Співвідношення ґрунту: розчин – 1: 10. Різниця між валовим вмістом ^{137}Cs та кількістю рухомих форм, що перейшли у вказану витяжку, характеризувало кількість нерухомих форм радіонукліду.

Вміст ^{137}Cs у ґрунті, ґрунтових витяжках та рослинах визначалося методом гамма-спектрометрії з використанням багатоканального аналізатора «ГАМА ПЛЮС».

Метод гамма-спектрометрії – це метод дослідження радіоактивних речовин за допомогою вимірювання гамма-випромінювання, яке вони випромінюють. Гамма-спектрометр визначає енергію та інтенсивність гамма-квантів, які випромінюються радіоактивними матеріалами, що дозволяє ідентифікувати конкретні радіоактивні ізотопи та визначати їх концентрацію.

Цей метод широко використовується в ядерній промисловості, медицині, наукових дослідженнях та інших галузях, де потрібно визначати рівень радіаційної безпеки.

2.3. Підготовка проб до вимірювання, обладнання та прилади

Проби ґрунту відбиралися буром з кожного майданчика на глибину 0-20, 20-40, 40-60 см, масою 0,2-1,5 кг (залежно від району збору). Зразки ґрунту висушувалися при кімнатній температурі до повітряно-сухого стану, подрібнювалися вручну для руйнування грудок і після видалення включень (дрібні камінці, галька і т. д.) ретельно гомогенізувалися на млині.

Заготівля лікарської фітосировини проводилася згідно загальноприйнятим методикам, у період максимального накопичення рослини речовин, що діють (ФАВ).

Обов'язковою умовою для збору зразків стала відсутність дощів протягом трьох-п'яти днів до збору.

Відбір рослинних зразків проводився на тих же ділянках, що й відбір ґрунтових зразків.

На місці відбору ґрунтових проб трав'яниста рослинність зрізалася з фіксованого майданчика (1 м²) на висоті 3 см над поверхнею ґрунту, а з деревно-чагарникової рослинності збиралися плоди. Лікарська сировина висушувалася на повітрі або в сушильній шафі при температурі 90-105 °С до повітряно-сухого стану, подрібнювалася на млині, просіювалася через сито з діаметром отворів 1мм і озолялася при температурі 450°С.

2.4. Методи статистичної обробки даних

Математична обробка результатів досліджень включала розрахунок статистичних оцінок, проведення кореляційного та регресійних аналізів

даних, що виконувалася з використанням пакету прикладних програм у складі Excel 2010 для Windows – 2010.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Характеристика активності цезію-137 у ґрунтовому покриву Голосіївського лісу

Відбір проб ґрунту проводився по довжині прямого схилу від брівки до підніжжя у Голосіївському лісі літом 2024 р.

Крутизна досліджуваного схилу: 10-12°

Форма: пряма

Абсолютна висота: 180 м

Довжина: 25м.

Верхньосхилова мікрозона (елювіальна). Ґрунт: чорнозем опідзолений, важкосуглинистий. Ґрунтові води залягають глибше 6 м.

Середньосхилова мікрозона (транслювіальна). Ґрунт: чорнозем опідзолений, важкосуглинистий. Рівень ґрунтових вод 4-5 м.

Нижньосхилова мікрозона (транселювіально-акумулятивна). Ґрунт: чорнозем опідзолений, важкосуглинистий. Рівень ґрунтових вод 3-4 м.

По всьому схилу зустрічаються поодинокі кротовини. Видовий склад рослинності бідний, протягом вегетаційного періоду залишається стабільним, представлений різнотрав'я: деревій звичайний, конюшина білоголовник, манжетка звичайна і т.д.

Активність цезію-137 у ґрунті досліджуваного схилу має наступний характер:

Таблиця 3.1

Активність цезію-137 у ґрунті досліджуваного схилу

№ проби	Глибина відбору проби, см	Тип мікрозони						
		Верхньосхилова		Середньосхилова		Нижньосхилова		
		Верхня частина	Нижня частина	Верхня частина	Нижня частина	Верхня частина	Середня частина	Нижня частина
1	0-20	129,6	134,8	147,7	157,6	121,2	94,31	102,2

Продовження табл. 3.1

№ проби	Глибина відбору проби, см	Тип мікрозони						
		Верхньосхилова		Середньосхилова		Нижньосхилова		
		Верхня частина	Нижня частина	Верхня частина	Нижня частина	Верхня частина	Середня частина	Нижня частина
2	20-40	28,04	18,0	27,57	30,0	36,0	30,0	24,14
3	40-60	22,0	15,0	28,02	17,0	16,0	15,50	22,0
4	0-40	78,82	76,40	84,31	93,80	78,6	62,16	63,17
5	0-60	59,88	55,90	65,54	68,29	57,70	46,60	49,40

Найбільш висока питома активність цезію-137 у шарі ґрунту де знаходиться корінь (0-60 см) визначається в середині схилу, де він у 1,4-1,5 рази вище, ніж у інших його частинах. Максимальний вміст радіонукліду характерний для верхнього шару (0-20 см) ґрунту, де він вище в 3-5 разів, ніж у шарі 20-40 см і в 6-9 разів, ніж у шарі 40-60 см. Подібна закономірність перерозподілу характерна для даного радіоізоотопу і обумовлена надходженням його у ґрунт із атмосферними випаданнями.

Розмах варіацій значень питомої активності цезію-137 у 0-20 см шару ґрунту прямого схилу складає 63,29 Бк/кг, коефіцієнт варіації – 18%. У середині схилу відзначається не лише підвищена радіація верхнього шару ґрунту, але й зростає міграція ізоотопу по вертикальному профілю, що призводить до збільшення його вмісту в шарі 20-40 см за порівняно з вищою ділянкою схилу. У другій половині схилу міграція цезію 137 у шарі 20-40 см має ще більш виражений характер.

3.2. Оцінка міграції радіонуклідів у системі ґрунт-лікарська рослина

Накопичення радіоактивного цезію рослинами залежить від комплексу факторів, у тому числі від мехскладу, вологості, агрохімічних властивостей ґрунту, концентрації ^{137}Cs у ґрунті, кількості його доступних форм і видових особливостей рослин [16].

Схилів ландшафти характеризуються закономірною диференціацією ґрунтово-кліматичних умов по мікронах схилу, що відбивається на формуванні видового та хімічного складу рослин.

Оскільки хімічний склад-рослин схильний до змін в залежності від екологічних умов місцеперебування та кожна мікрона схилу характеризується своїм специфічним екологічним потенціалом (фізико-механічними властивостями ґрунту, рівнем забруднення ^{137}Cs і т.д.), то можна припустити, що лікарські рослини, що вивчаються нами кожного виду, зібрані в різних частинах схилу, будуть містити в своєму складі різну кількість хімічних елементів, у тому числі і ^{137}Cs .

Системне вивчення впливу фізико-хімічних властивостей ґрунтів кожної мікрони схилів на поведінку ^{137}Cs в системі ґрунти-рослини сприяє відокремленню домінуючих природних факторів, регулюючих надходження радіонуклідів ^{137}Cs у різних видах лікарських рослин. Більшість досліджуваних властивостей ґрунтів тісно пов'язані між собою і часто ступінь впливу окремого з них залежить від впливу всього комплексу. Серед фізико-хімічних характеристик ґрунту виділяються близько 10 параметрів, які вважаються найбільш значущими щодо поведінки радіонуклідів у ґрунті та переходу їх у рослини. У загальному вигляді, зниження біологічної рухливості ^{137}Cs , як і інших радіонуклідів, проявляється при збільшенні вмісту в ґрунті обмінних катіонів, органічних речовин, фізичної глини та мулу, мінералів монтморилонітової групи, ємності поглинання. Спрямованість впливу кислотності, карбонатів та вологості ґрунтів залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів.

Накопичення ^{137}Cs рослинами в залежності від зміни ґрунтових характеристик може коливатися в середньому в 20-30 разів, а залежно від біологічних особливостей рослин до 10 разів.

Серед властивостей ґрунтів, що впливають на біологічну доступність ^{137}Cs , були вивчені такі: ємність поглинання, механічний склад та рН ґрунту, зміст обмінних та валових форм ^{137}Cs , гумусу та обмінного калію. А серед

лікарських рослин для наукових досліджень як модельні види служили, як говорилося вище, хвощ польовий, шавлія лучна, шипшина коричнева, глід криваво-червоний.

Хвощ польовий (*Equisetum arvense*) – багаторічна трав'яниста рослина висотою до 30-40 см, сімейства хвощових (*Equisetum*).

Росте на полях та покладах як бур'ян в умовах надмірного зволоження та з кислими ґрунтами.

Його підземна частина представлена кореневищем, що проникає в ґрунт на глибину до 1 м. У хвощів є два види кореневищ: горизонтальні (товстіші, з довгими міжвузлами, розгалужені) і вертикальні (тонші, з короткими міжвузлами). Деякі укорочені бічні розгалуження кореневища перетворюються на бульби, заповнені запасним крохмалем. У вузлах мутовками розташовані листові піхви та придаткові корені. Маса кореневищ перевищує масу надземних частин рослини у кілька разів. Надземні пагони двох видів – спороносні, що виникають ранньою весною, та вегетативні, що утворюються влітку і вегетують до пізньої осені. Вегетативні пагони мутовчато-розгалужені, зелені, ребристі. Розвиваються після спороношення та наступного відмирання спороносних пагонів.

Спороносні пагони товсті, бурі, без хлорофілу, не гіллясті, заввишки 15-30 см.

Трава хвоща польового містить велику кількість кремінної кислоти (25%), коефіцієнт біологічного поглинання дорівнює одиниці.

Надземна частина містить К – 33,5 (мг/г), концентрує Мо (15,2 мкг/г), А1 (0,04 мкг/г).

Лікарською сировиною є зелені вегетативні стебла. Збирають їх все літо в суху погоду, зрізуючи на висоті 5-10 см від поверхні ґрунту. Сушать під навісом або в сушарці, розкладаючи шаром трохи більше 10 см.

Місце росту рослин хвоща польового – відносно прямий схил північної експозиції довжиною 28 м, абсолютною висотою 185 м з опідзоленим чорноземом важкого хутряного складу.

За нашими даними накопичення ^{137}Cs рослинами хвоща польового, що виростають на даному схилі, має такі особливості: максимальна кількість ^{137}Cs акумулюється рослинами, які виростають у середньосхиловій мікрзоні, мінімальна – в нижньосхиловій (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Накопичення ^{137}Cs рослинами хвоща польового в залежності від місця зростання

Показники накопичення ^{137}Cs	Тип мікрозони		
	Верхньосхилова	Середньосхилова	Нижньосхилова
Ам, Бк/кг	11,45	35,8	2,19
Кн	0,12	0,4	0,02

З наведених у таблиці даних видно, що подібна закономірність відзначається і для значень коефіцієнта накопичення (Кн), який дорівнює відношенню питомої активності ^{137}Cs в одиниці маси рослин до питомої активності їх у ґрунті відповідно.

Збір рослин шавлії лугової проводився на схилі, у фазі повного цвітіння.

Шавлія лугова (*Salvia pratensis*) – багаторічна трав'яниста рослина сімейства губоцвітих (*Labiatae*) заввишки до 75 см зі стрижневим та дерев'янистим коренем. Стебла чотиригранні прямостоячі, біля коріння дерев'яністі. Листя супротивне, довгато-ланцетове, зморшкувате, опушені, нижні – черешкові, верхні – сидячі. Квітки двогубі, синьо-фіолетові, зібрані в помилкові мутовки з приквітками, утворюють колосоподібне суцвіття. Цвіте у травні-серпні. Зустрічається по сухих луках, степам, залізничним насипам, узбіччям доріг, піщаним берегам водоймищ.

Лікарською сировиною служить листя. Заготовляють їх у період бутонізації, зрізуючи на висоті 10 см від землі, відокремлюють від стебел, розстилають тонким шаром і сушать у тіні при хорошій вентиляції або в сушарках при температурі 40-45 °С. Вміст К – 22,9 (мг/г), у листях

концентруються макроелементи – Fe (0,8 мкг/г), мікроелементи – Zn (94,4 мкг/г), Sr (8917 мкг/г). Листя містить ефірну олію (0,5-2,5%).

За даними багаторазових досліджень, накопичення радіоактивного цезію рослинами шавлії лугової в залежності від місця проростання на схилі має такі особливості: максимальне поглинання ^{137}Cs рослинами відбувається у середньосхиловій мікрзоні (особливо у верхній її частині) що, як було виявлено раніше, характерно і для рослин хвоща польового (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Накопичення ^{137}Cs рослинами шавлія лугова в залежності від місця зростання

Показники накопичення ^{137}Cs	Тип мікрозони		
	Верхньосхилова	Середньосхилова	Нижньосхилова
Ам, Бк/кг	5,39	12,4	3,01
Кн	0,05	0,15	0,04

Шипшина травнева, або корична (*Rosa majalis*) – гіллястий колючий чагарник заввишки до 180 см сімейства розоцвітих (Rosaceae).

Листя чергове, непарно-перисте, з 5-7 овальними листочками. Квітки поодинокі, рожеві. Плід-ложний, ягодоподібний, кулястий, гладкий, оранжево-червоного кольору. Цвіте з травня до липня. Плоди дозрівають у серпні – вересні. Росте в лісовій та лісостеповій зонах України серед чагарників, у розріджених лісах, ярах біля полів, на заливних луках, по берегах річок та озер, на кам'янистих схилах. Розмножується насінням та вегетативним способом.

Лікарською сировиною є плоди. Збирають їх до заморозків при повній стиглості. Сушать у сушильні або печі при температурі 80-90 °С, розстилаючи тонким шаром (до 5 см). За кількістю вітаміну С шипшина займає перше місце серед рослин, багатих цим вітаміном. У м'якоті плодів міститься аскорбінова кислота у кількості від 4 до 18%.

Динаміка вмісту цезію-137 у плодах шипшини коричнеї залежно від місця зростання на схилі має свої відмінні особливості: максимальне накопичення радіоцезію відзначається в плодах рослин, що виростають у верхньо- та нижньосхилових мікронах (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Накопичення ^{137}Cs рослинами шипшини в залежності від місця зростання

Показники накопичення ^{137}Cs	Тип мікрона		
	Верхньосхилова	Середньосхилова	Нижньосхилова
Am, Бк/кг	3,27	2,01	5,82
Kn	0,03	0,02	0,07

Глід криваво-червоний (*Crataegus sanguinea*) – колючий чагарник або невелике дерево сімейства розоцвітих (*Rosaceae*) заввишки до 5 м, з пурпурно-коричневими, блискучими пагонами. Листя черешкові, зворотно-яйцеподібні. Цвіте у травні – червні.

Квітки дрібні, білі або рожеві в густих суцвіттях. Відцвітає глід за 3-4 дні. Плоди ягодоподібні, криваво-червоні з 3-4 кісточками, дозрівають у вересні – жовтні. Росте в лісостеповій та південній частині лісової зони, зустрічається по розріджених лісах, узліссях, по берегах річок.

Лікарською сировиною служать квіти, плоди та листя. Плоди заготовляють при повному дозріванні, сушать у печі, на сонці або в сушарці при температурі 40-50 °С. Готову сировину провіюють, відокремлюючи плодоніжки, неповноцінні ягоди та інші домішки.

Плоди містять К – 13,1 (мг/г), концентрують Se (11,8 мкг/г).

Накопичення цезію-137 плодами глоду в залежності від місця проростання на схилі має такі особливості: максимальні значення питомої активності радіоцезію відзначаються в плодах рослин, ростуть у нижній частині схилу, мінімальні – у плодах рослин середньосхилової мікрона (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Накопичення ^{137}Cs рослинами гліду в залежності від місця зростання

Показники накопичення ^{137}Cs	Тип мікрозони		
	Верхньосхилова	Середньосхилова	Нижньосхилова
Am, Бк/кг	3,13	1,49	5,75
Кн	0,05	0,02	0,06

Таким чином, за величиною показника Am ^{137}Cs у лікарській сировині низхідний ряд рослин виглядає наступним чином: хвощ польовий > шипшина корична > глід криваво-червоний > шавлія лугова.

Висновки

В результаті проведених досліджень підтверджено положення про те, що радіонукліди цезію-137, які надійшли на земну поверхню, перерозподіляються у ґрунтово-рослинному покриві, згодом проникають углиб ґрунтового профілю або мігрують у латеральному напрямку переважно з твердими суспензіями, що збільшує їх дисперсію у навколишньому середовищі. У загальному випадку, інтенсивність та спрямованість процесів перенесення та перерозподілу радіоцезію в системі ґрунт-рослина визначаються сукупністю природних умов: геоморфологічною будовою місцевості, типом рослинності, генетичною будовою та фізико-хімічними властивостями ґрунтів, гідрологічними та кліматичними умовами, а також властивостями самого радіонукліда та його неізотопного носія у ґрунтах.

Встановлено, що форми мезорельєфа надають неоднозначний вплив на надходження цезію-137 в лікарську сировину рослин різних життєвих форм.

Своєрідність біогеохімічних умов, особливості ґрунтово-рослинного покриву та геоморфологічна будова місцевості можуть не лише сповільнити, а й, навпаки, зумовити більш інтенсивну міграцію радіоцезія у ґрунті та ланці ґрунт-рослина в порівнянні з аналогічними процесами на суміжних територіях.

Таким чином, для елементарних природних ландшафтів характерно спільний вплив ґрунтово-рослинного покриву та геоморфологічної структури місцевості на поведінку цезію-137, які часто важко розділити.

Показано, що геоструктурні утворення сприяють диференціації запасів цезію-137 у системі ґрунт-рослина за різними елементам мезорельєфу, внаслідок протікання елювіально-аккумулятивних процесів.

Ґрунти негативних та позитивних форм рельєфу характеризуються контрастністю значень питомої активності цезію-137.

Вивчення впливу рельєфу місцевості на розподіл радіонуклідів цезію-137 у ґрунті та перерозподіл їх у системі ґрунт рослина, а також більш чітка

ідентифікація механізмів та кількісний опис елювіально-аккумуляторних процесів, що регулюють поведінку радіоцезія в природних ландшафтах, є важливими для радіоекологічного моніторингу ^{137}Cs .

Отримані емпіричним шляхом кількісні параметри, що характеризують поведінку цезію-137 у конкретних ґрунтовокліматичних умовах, можуть бути використані надалі для перевірки та адаптації математичних моделей вертикальної та горизонтальної міграції радіонуклідів у наземних екосистемах аналізованої території.

Список використаних джерел

1. Бойчук Ю. Д. Екологія і охорона навколишнього середовища : навч. посіб. 2–ге вид., стер. Суми : Університетська книга, 2003. 284 с.
2. Буркинський Б. Екологічно чисте виробництво. Наукові засади впровадження та розвитку. Вісн. НАН України. 2016. № 5. С. 11–17.
3. Верлан В.А. Оптимізація розташування мережі постів моніторингу за забрудненням атмосфери в промисловому місті : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.09 «Метеорологія, кліматологія, агрометеорологія». Одеса, 2015. 17 с.
4. Галушкіна Т. П. «Зелена» економіка крізь призму трансформаційних зрушень в Україні : монографія. НАН України, Ін-т проблем ринку та екон.-екол. дослідж. Одеса : Фенікс, 2011. 348 с.
5. Григоренко О. До питання моніторингу стану харчування населення України. Товари і ринки. 2010. № 2. С. 118–124.
6. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.mns.gov.ua/content/chornobyl.html?PrintVersion>. – Заголовок з екрану.
7. Двадцять років Чорнобильської катастрофи: погляд в майбутнє. URL : <http://www.mns.gov.ua/news/682.html>.
8. Державне спеціалізоване підприємство «Чорнобильська Атомна Електростанція». URL : <http://investing.org.ua/chnpp>
9. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). URL : <http://document.ua/normi-radiacii-noyi-bezpeki-ukrayini-nrbu-97--nor5265.html>
10. Дець Т. І. Аналіз факторів, що впливають на розвиток території довкілля атомних електричних станцій (на прикладі Хмельницької АЕС). *Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва*. 2012. Вип. I (23). С. 289 – 293.

11. Дець Т. І. Дослідження міграційних процесів радіонуклідів в ґрунтах та організація забруднених територій з використанням ГІС-технологій. *Вісн. НУВГП*: зб. наук. праць. 2008. Вип. 4 (44). С. 228 – 233.
12. Дець Т. І. Міграційні процеси в ґрунтах та їх вплив на організацію забруднених територій. *Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва*. 2007. Вип. 1 (13). С. 284 – 289.
13. Дець Т. І. Міграційні процеси радіонуклідів в ґрунтах під впливом електромагнітного поля та їх вплив на організацію забруднених територій. *Вісник НУВГП*: зб. наук. праць. 2007. Вип. 4 (40). С. 65 – 72.
14. Дмитренко І.А. Екологічне право України: підручник. Київ : Юрінком Інтер, 2001. 352 с.
15. Екологічний маркетинг : навч. посіб. Львів : УкрДЛТУ, 2002. 48 с.
16. Жарова Л. В. Екологічне підприємництво та екологізація підприємництва: теорія, організація, управління : монографія. Суми : Університетська книга, 2009. 240 с.
17. Зубик С.В. Техноекологія: джерела забруднення і захист навколишнього середовища. Івано-Франківськ: Полум'я, 2014. 452 с.
18. Кіптенко Є.М. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С. 288–298.
19. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с.
20. Міщенко З.А. Мікрокліматологія : навчальний посібник. Київ : КНТ, 2007. 336 с.
21. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров,

С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ : ТОВ «Інтердрук», 2016. 203 с.

22. Охорона навколишнього середовища : монографія / за ред. Я.Б. Олійника. Київ : Ніка-Центр, 2006. 264 с.

23. Сидоренко В.Л. Теоретичні основи розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Науковий збірник ІДУЦЗ*. 2015. № 3. С. 117–130.

24. Системний підхід при прогнозуванні стану атмосферного повітря. Дніпродзержинськ: Дніпродзерж. держ. техн. ун-т., 2004. 164 с.

25. Статистичний щорічник міста Києва за 2021 рік. Київ : Консультант, 2022. 344 с.

26. Царенко О.М. Захист середовища в умовах зростаючого техногенного навантаження на природу : навчальний посібник. Суми: Слобожанщина, 2001. 200 с.

27. Шевченко О.Г. Основні джерела надходження забруднюючих речовин в атмосферу. *Збірник наукових праць Військового інституту Київського Національного університету імені Тараса Шевченка*. 2016. Вип. 5. С. 228–233.

28. Шмандій В.М. Сучасні методи контролю забруднення атмосферного повітря при управлінні техногенною безпекою на регіональному рівні. Харків: КДПУ, 2001. 136 с.

29. Дари Голосіївського лісу. URL : <https://nubip.edu.ua/node/18133>

30. Batterham R.I. Production of primary metals – towards improved sustainability. *Erzmetall*. 2013. 56. № 6. P. 519–528.

31. Gautam S. A continuous analyzer for soluble anionic constituents and ammonium in atmospheric particulate matter. *Environ. Sci and Technol*. 2013. 37. № 24. P. 5711–5720.

32. Palazzi E. A simple analytical method for determining the atmospheric dispersion of upward directed high velocity releases. *Atmos. Environ.* 2012. 36. № 7. P. 1183–1193.

33. Singer Brett C. Environ. Estimated emission reductions from California's enhanced Smog Check program. *Sci and Technol.* 2023. № 11. P. 2588 – 2595.

Додаток А

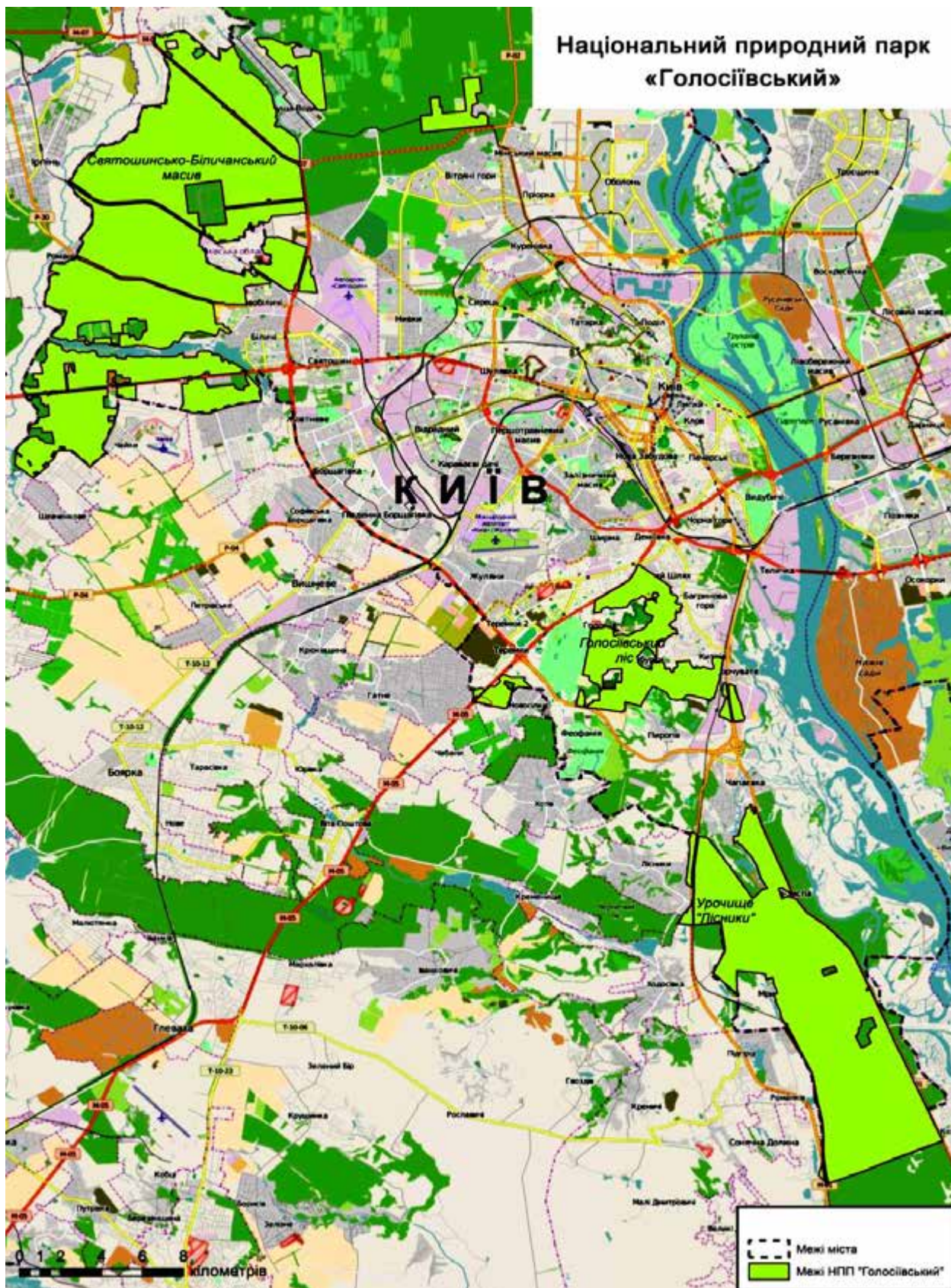


Рис. 1. Сучасна територія НПП «Голосіївський» (на основі OpenStreetMap)