

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

ПОГОДЖЕНО
Декан факультету захисту рослин,
біотехнологій та екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
Завідувач кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки
життєдіяльності

_____ **Юлія КОЛОМІЄЦЬ**
«__» _____ 2026 р.

_____ **Алла КЛЕПКО**
«__» _____ 2026р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
на тему «Оцінка радіаційних ризиків діяльності підприємства, що має
джерела іонізуючого випромінювання»

Спеціальність _____ 101 «Екологія»

Освітня програма _____ «Екологія»

Орієнтація освітньої програми _____ освітньо-професійна

Гарант освітньої програми

доктор педагогічних наук, професор _____ Володимир БОГОЛЮБОВ

Керівник бакалаврської роботи

Професор біологічних наук, старший науковий співробітник _____ Алла КЛЕПКО

Виконала

_____ Таїсія МЕЛІХОВА

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

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки життєдіяльності
_____ Алла КЛЕПКО
«___» _____ 2026р.

**ЗАВДАННЯ
ДО ВИКОНАННЯ БАКАЛАВРСЬКОЇ
КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ ЗДОБУВАЧУ**

_____ Меліхова Таїсія Віталіївна _____

(прізвище, ім'я по батькові)

Спеціальність

_____ 101 «Екологія» _____

Освітня програма

_____ «Екологія» _____

Орієнтація освітньої програми

_____ освітньо-професійна _____

Тема бакалаврської кваліфікаційної роботи: ««Оцінка радіаційних ризиків діяльності підприємства, що має джерела іонізуючого випромінювання»»

Затверджена наказом від « 27 » жовтня 2025 р. № 2537 «С» _____

Термін подання завершеної роботи на кафедру _____ 2026. 05.30 _____

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи. Перелік питань, що підлягають дослідженню:

- Проаналізувати теоретичні основи оцінки радіаційних ризиків;
- Дослідити особливості діяльності Інституту ядерних досліджень НАН України як об'єкта використання джерел іонізуючого випромінювання;
- Провести оцінку радіаційного стану прилеглої території за результатами дозиметричних та гамма-спектрометричних досліджень;
- Визначити рівень радіаційного ризику та надати рекомендації щодо його контролю.

Дата видачі завдання « 30 » жовтня 2024 р

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи _____ Клепко А. В.

Завдання прийняла до виконання _____ Меліхова Т. В.

ЗМІСТ

РЕФЕРАТ.....	6
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ТА СКОРОЧЕНЬ	8
ВСТУП.....	10
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ РАДІАЦІЙНИХ РИЗИКІВ	12
1.1. Поняття та класифікація джерел іонізуючого випромінювання	12
1.1.1. Природні джерела іонізуючого випромінювання	12
1.1.2. Техногенні та техногенно підсилені природні джерела	13
1.1.3. Закриті та відкриті джерела іонізуючого випромінювання	14
1.1.4. Джерела іонізуючого випромінювання за сферами застосування	15
1.2. Основи радіаційної безпеки та радіаційного ризику (шляхи опромінення, критичні групи)	16
1.2.1. Радіаційний ризик і зв'язок із дозою опромінення	17
1.2.2. Нормативні основи та категорії осіб, що зазнають опромінення	18
1.2.3. Базові принципи радіаційного захисту	19
1.2.4. Основні шляхи опромінення персоналу та населення	19
1.2.5. Критичні групи.....	21
1.3. Методичні підходи до оцінки радіаційних ризиків	22
1.3.1. Загальний алгоритм оцінки радіаційних ризиків	22
1.3.2. Радіаційний моніторинг довкілля.....	23
1.3.3. Підходи до відбору проб ґрунту і рослинності	24
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ДОСЛІДЖЕННЯ ТА МЕТОДИ	26
2.1. Загальна характеристика об'єкта дослідження та інших підприємств Києва, що використовують іонізуюче випромінювання	26
2.2. Природно-географічні умови району дослідження	29
2.3. Методи дослідження	30
2.3.1. Місця відбору проб та принцип їх вибору	31
2.3.2. Вимірювання радіаційного фону	32
2.3.3. Відбір проб ґрунту та рослинності	33
2.3.4. Підготовка проб до гамма-спектрометричного аналізу	33
2.3.5. Гамма-спектрометричне дослідження	35
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОЦІНКА РИЗИКІВ	36
3.1. Результати вимірювань радіаційного фону та аналізу проб	36
3.2. Оцінка дозових навантажень та порівняння з нормативами	40
3.3. Рекомендації та заходи щодо мінімізації ризику	44
ВИСНОВКИ	47
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	50

ДОДАТКИ.....	54
---------------------	-----------

РЕФЕРАТ

Метою кваліфікаційної роботи є оцінка радіаційних ризиків діяльності підприємства, що має джерела іонізуючого випромінювання, на прикладі Інституту ядерних досліджень НАН України за результатами дослідження радіаційного фону, ґрунту та рослинного покриву прилеглої території.

Для досягнення поставленої мети у роботі визначено такі завдання:

- Проаналізувати теоретичні основи оцінки радіаційних ризиків;
- Дослідити особливості діяльності Інституту ядерних досліджень НАН України як об'єкта використання джерел іонізуючого випромінювання;
- Провести оцінку радіаційного стану прилеглої території за результатами дозиметричних та гамма-спектрометричних досліджень;
- Визначити рівень радіаційного ризику та надати рекомендації щодо його контролю.

Об'єктом дослідження є радіаційний стан території, прилеглої до Інституту ядерних досліджень НАН України як установи, що використовує джерела іонізуючого випромінювання.

Предметом дослідження є потужність амбієнтного еквівалента дози на місцевості, вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів у ґрунті та рослинності, а також їх значення для оцінки дозового навантаження і радіаційного ризику.

Для розв'язання поставлених завдань використано комплекс польових, лабораторних і аналітичних методів. Польовий етап включав вибір точок спостереження, вимірювання потужності дози дозиметром МКС-05 "ТЕРРА-П" та відбір проб ґрунту і рослинності. Лабораторний етап охоплював висушування, подрібнення та просіювання проб, їх зважування та гамма-спектрометричне дослідження на спектрометрі СЕГ-001 "АКП-С"-63 із використанням стандартної геометрії посудини Марінеллі. Для обробки результатів застосовано порівняльний аналіз, табличне узагальнення, розрахунок середніх значень і статистичних показників, що дозволило оцінити мінливість даних та зіставити результати між окремими точками спостереження.

Практична значущість роботи полягає в тому, що отримані результати можуть бути використані для характеристики радіаційного стану території поблизу об'єкта, який має ДІВ, а також для подальшого локального моніторингу ґрунтового покриву, рослинності та зовнішнього гамма-фону.

На захист виносяться такі положення:

- оцінка радіаційного стану території поблизу об'єкта, що використовує джерела іонізуючого випромінювання, має ґрунтуватися на поєднанні польових дозиметричних вимірювань і лабораторного аналізу компонентів довкілля;
- потужність дози на дослідженій території відповідає рівням, характерним для міського фону Києва;
- найбільш інформативним середовищем для виявлення техногенного компонента радіоактивності в межах дослідної ділянки є ґрунтовий покрив;
- наявність техногенного ^{137}Cs у ґрунті не супроводжується формуванням підвищеного зовнішнього дозового навантаження на дослідженій території;
- за результатами виконаного дослідження рівень радіаційного ризику для населення за умов звичайного перебування на прилеглій території є низьким.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

- ДІВ – джерела іонізуючого випромінювання;
- ІВ – іонізуюче випромінювання;
- МКРЗ – Міжнародна комісія з радіаційного захисту;
- МАГАТЕ – Міжнародне агенство з ядерної енергії;
- МОЗ – Міністерство охорони здоров'я;
- ТЕС – теплова електростанція;
- НАН – Національна академія наук;
- ВВР-М (Водо-Водяний Модернізований) – дослідницький ядерний реактор басейнового типу, призначений для наукових досліджень, виробництва радіоізоотопів та випробування матеріалів;
- ALARA (As Low As Reasonably Achivable – “настільки низько, наскільки це розумно досяжно”) – фундаментальний принцип радіаційної безпеки, спрямований на мінімізацію впливу іонізуючого випромінювання на людей;
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) – Науковий комітет ООН з впливу атомної радіації;
- Зв – одиниця вимірювання еквівалентної дози іонізуючого випромінювання, еквівалентна доза будь-якого виду випромінювання, поглиненої одним кілограмом біологічної тканини;
- мЗв - мілізіверт;
- мкЗв/год – одиниця вимірювання потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінювання (радіаційного фону), мікрозіверт на годину;
- Бк – одиниця активності радіонукліду;
- Бк/кг – одиниця питомої активності, Беккерель на кілограм;
- Вт – одиниця вимірювання потужності, показує швидкість передачі або перетворення енергії;
- ^{137}Cs – радіоактивний ізотоп цезій-137;
- ^{134}Cs – радіоактивний ізотоп цезій-134;
- ^{90}Sr – радіоактивний ізотоп стронцій-90;

^{238}U – радіоактивний нуклід уран-238;

^{232}Th – радіоактивний нуклід торій-232;

^{40}K – радіоактивний ізотоп калій-40;

^{226}Ra – радіоактивний ізотоп радій-226;

НРБУ-97 – Норми радіаційної безпеки України (1997 року).

ВСТУП

Використання джерел іонізуючого випромінювання є необхідною складовою функціонування наукових, медичних і промислових установ. Водночас така діяльність пов'язана з потребою постійного контролю радіаційного стану не лише всередині об'єкта, а й на прилеглий території. Особливого значення це набуває тоді, коли об'єкт розташований у межах великого міста, поблизу житлової забудови, транспортної інфраструктури та зон повсякденного перебування населення. За таких умов оцінка радіаційного ризику має спиратися на реальні показники стану довкілля, передусім на потужність дози на місцевості, вміст радіонуклідів у ґрунті та рослинному покриві, а також на зіставлення цих даних із фоновими і відповідно до встановлених нормативів.

Актуальність теми визначається необхідністю отримання об'єктивної оцінки радіаційного стану території, прилеглої до підприємства, що має джерела іонізуючого випромінювання. Наявність такого об'єкта не дає підстав для висновку про підвищену небезпеку чи про її відсутність. Обґрунтована оцінка можлива лише за умови поєднання теоретичних положень радіаційної безпеки з фактичними результатами дозиметричних і гамма-спектрометричних досліджень. Саме тому для територій міського типу, де техногенний вплив накладається на природний радіаційний фон, значення набуває аналіз конкретних екологічних компонентів – ґрунту, рослинності та зовнішнього гамма-фону – як середовищ, що відображають фактичний стан радіаційної обстановки.

Для реалізації зазначеного підходу та отримання об'єктивних практичних даних було обрано Інститут ядерних досліджень НАН України, специфіка діяльності якого пов'язана з предметом дослідження. Значущість цієї проблеми посилюється тим, що Інститут ядерних досліджень є об'єктом, на території якого функціонує дослідницький реактор ВВР-М, а сам Інститут розташований у межах міста Києва. За таких умов важливим є не тільки внутрішній виробничий контроль, а й оцінка стану прилеглої території, де можуть проявлятися наслідки

тривалого техногенного впливу в поєднанні з особливостями міського середовища. Дослідження радіаційного фону, ґрунтового покриву та рослинності поблизу такого об'єкта дозволяє перейти від припущень про потенційну небезпеку до конкретної характеристики локального радіаційного стану, що має значення як для екологічної оцінки території, так і для подальшого моніторингу.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ РАДІАЦІЙНИХ РИЗИКІВ

1.1. Поняття та класифікація джерел іонізуючого випромінювання

Іонізуюче випромінювання визначають як вид випромінювання, яке при взаємодії з речовиною призводить до утворення іонів та збуджених атомів і молекул. До нього належать електромагнітні випромінювання (рентгенівське, гамма-випромінювання) та корпускулярні випромінювання (альфа-частинки (α), бета-частинки (β), нейтрони, важкі іони) [1]. З огляду на те, що такі випромінювання здатні впливати на живі організми та компоненти довкілля, у системі радіаційної безпеки значення набуває поняття джерела іонізуючого випромінювання.

У законодавстві України термін “джерело іонізуючого випромінювання” є ключовим. Відповідно до закону України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” ДІВ – це фізичний об’єкт (крім ядерних установок), що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює чи може створювати за певних умов іонізуюче випромінювання [4]. У контексті оцінки радіаційних ризиків важливо розглядати не лише фізичні характеристики ІВ, а й походження, агрегатний стан, просторово-часові умови та можливість неконтрольованого поширення радіонуклідів [1-3]. Саме тому доцільно розглянути основні групи ДІВ та підходи до їх класифікації.

1.1.1. Природні джерела іонізуючого випромінювання

Природні джерела ІВ формують так зване природне радіаційне тло. До них належать:

- космічне випромінювання (первинні та вторинні космічні промені), інтенсивність якого зростає з висотою над рівнем моря;
- теригенне випромінювання від природних радіонуклідів у земній корі (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K), що містяться у ґрунтах, гірських породах та будівельних матеріалах;

- внутрішнє опромінення людини від радіонуклідів, що природно присутні в організмі (перш за все ^{40}K), а також від інгаляційного надходження продуктів радону [5, 6].

За узагальненими оцінками UNSCEAR, саме природні джерела забезпечують основну частину середньої ефективної дози опромінення населення, тоді як техногенні суттєво змінюються залежно від структури використання ІВ у країні [5, 6].

Природні джерела створюють базове радіаційне тло, через яке оцінюється вплив штучно створених або техногенно змінених джерел. Тому при аналізі радіаційних ризиків окремо розглядають техногенні джерела іонізуючого випромінювання.

1.1.2. Техногенні та техногенно підсилені природні джерела

Техногенні джерела іонізуючого випромінювання формуються внаслідок діяльності людини та охоплюють як радіонукліди, так і технічні установки, здатні створювати поля випромінювання. Окремо виділяють техногенно підсилені природні джерела, для яких господарська діяльність призводить до зростання концентрації або доступності природних радіонуклідів.

До техногенних джерел ІВ належать радіонукліди та установки, створені в результаті діяльності людини:

- об'єкти ядерно-паливного циклу (ядерні реактори, сховища відпрацьованого палива, підприємства з переробки і зберігання радіоактивних відходів);
- медичні джерела (рентгендіагностика, комп'ютерна томографія, інтервенційні процедури, радіонуклідні дослідження та терапія);
- промислові ДІВ (радіаційні дефектоскопи, рівнеміри, густиноміри, технологічні гамма- та електронні опромінювачі);
- Джерела, що застосовуються в наукових дослідженнях, контролі якості, приладобудуванні тощо [1, 3, 5].

Наявні дані показують, що серед техногенних джерел найбільший внесок у колективну дозу населення формують медичні експозиції. Щороку у світі

виконується близько 4,2 млрд медичних рентгенологічних процедур, що відповідає середній ефективній дозі близько 0,57 мЗв на одну особу населення [4, 6].

Особливу групу становлять техногенно-підсилені природні джерела. Це природні радіонукліди, концентрація або доступність яких значно зростає внаслідок господарської діяльності: видобутку та переробки корисних копалин, виробництва фосфатних добрив, використання золи ТЕС, будівельних матеріалів із підвищеним вмістом природних радіонуклідів тощо [1, 7].

Така класифікація має важливе значення для радіаційної безпеки. Для техногенних та техногенно підсилених джерел діють регламентовані дозові критерії, вимоги до ліцензування, обліку та контролю, тоді як природне тло регулюється переважно через норми щодо житлових і виробничих приміщень, будівельних матеріалів, родону тощо [4, 5].

1.1.3. Закриті та відкриті джерела іонізуючого випромінювання

Окремим критерієм класифікації джерел іонізуючого випромінювання є особливості їх конструктивного виконання та ступінь ізоляції радіоактивної речовини від навколишнього середовища. За цією ознакою розрізняють закриті та відкриті джерела.

Закриті джерела іонізуючого випромінювання – це такі, в яких радіонуклід механічно і герметично ізольований від навколишнього середовища (в ампулах, капсулах, металевих або керамічних оболонках) і за нормальних умов експлуатації не може потрапити у повітря, воду чи на поверхню [2, 3]. До них належать:

- гамма-джерела в промислових дефектоскопах та технологічних опромінювачах;
- джерела для гамма-опромінення в наукових установах;
- більшість джерел у випромінювальних приладах (датчики рівня, густини, товщини тощо).

Відкриті джерела іонізуючого випромінювання містять радіоактивні речовини у вигляді розчинів, газів, порошків, які можуть надходити в організм

людини ігальційно, перорально або через шкіру, а також призводити до забруднення поверхонь і ґрунтів у разі порушення регламенту роботи [2].

Типовими прикладами є:

- радіофармацевтичні препарати у ядерній медицині;
- розчини та мічені сполуки, що використовуються в науковому експерименті;
- лабораторні джерела для калібрування.

З позиції оцінки радіаційного ризику відкриті джерела є потенційно більш небезпечними для довкілля, оскільки допускають розповсюдження радіонуклідів у компонентах екосистем, а тому потребують жорсткіших вимог до контролю та організації робіт [1-3]. Для загальної характеристики ДІВ необхідно враховувати також сферу їх практичного застосування.

1.1.4. Джерела іонізуючого випромінювання за сферами застосування

Сучасну систему ДІВ доцільно класифікувати за основними напрямками використання:

1. Ядерно-паливний цикл та енергетика:

- енергетичні реактори, дослідницькі реактори, установки для випробувань матеріалів;
- об'єкти переробки, зберігання і захоронення радіоактивних відходів;
- транспорт та інші елементи інфраструктури.

Для цих об'єктів характерні потужні стаціонарні джерела зовнішнього гамма- та нейтронного випромінювання та значні обсяги радіоактивних матеріалів у паливі й відходах, що формують потенційні джерела внутрішнього опромінення в разі аварій [1, 5].

2. Медицина:

- діагностичні рентгенівські установки (рентген, комп'ютерна томографія, мамографія);
- радіонуклідні діагностичні та терапевтичні комплекти;
- лінійні прискорювачі для променевої терапії.

3. Промисловість та наукові дослідження:

- промислові гамма-дефектоскопи, нейтронні та гамма-вимірювачі рівня, густини, вологості;
- технологічні опромінювачі для стерилізації, модифікації матеріалів;
- лабораторні джерела для калібрування дозиметричної апаратури та експериментів [3, 7].

4. Об'єкти з техногенно підсиленими природними джерелами:

- підприємства нафтогазового сектора, гірничодобувної промисловості, виробництва фосфатних добрив;
- зола-винесення ТЕС, будівельні матеріали з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.

У таких випадках головним фактором є підвищення вмісту природних радіонуклідів у технологічних продуктах та відходах порівняно з фоновими значеннями [5, 7].

1.2. Основи радіаційної безпеки та радіаційного ризику (шляхи опромінення, критичні групи)

Після розгляду основних видів джерел іонізуючого випромінювання варто перейти до засад радіаційної безпеки та оцінки радіаційного ризику. Сучасна концепція радіаційної безпеки сформована під впливом рекомендацій МКРЗ, оцінок UNSCEAR та національного законодавства різних країн, в тому числі України [1, 4, 5, 8-10]. Радіаційна безпека розглядається не лише як технічний стан систем захисту, а і як комплексний результат правового регулювання, організаційних рішень і конкретних практик роботи з джерелами іонізуючого випромінювання [1, 8].

Українські закони у сфері використання ядерної енергії та захисту людини від впливу іонізуючого випромінювання визначають, що будь-яка діяльність із ДІВ має здійснюватися таким чином, щоб ризики для здоров'я населення та довкілля були прийнятними, а встановлені дозові обмеження не порушувалися [4, 9]. Фактично радіаційну безпеку можна описати як стан, коли очікувані індивідуальні дози опромінення та відповідні ризики не перевищують рівнів, визнаних допустимими для даних категорій осіб [1, 10].

1.2.1. Радіаційний ризик і зв'язок із дозою опромінення

Радіаційним ризиком, зазвичай, називають імовірність того, що у людини (або її нащадків) виникнуть небажані наслідки для здоров'я внаслідок дії іонізуючого випромінювання. У першу чергу йдеться про стохастичні ефекти, насамперед злоякісні новоутворення, а також можливі спадкові зміни [5, 8].

На малих дозах, що характерні для діяльності більшості підприємств із ДІВ (у т. ч. дослідницьких реакторів) використовується лінійна безпорогова модель “доза – ефект”. Вважається, що будь-яке, навіть дуже незначне, додаткове опромінення дає пропорційно малий, але відмінний від нуля приріст імовірності стохастичних ефектів [5, 10]. Така модель є консервативною, але дозволяє однозначно пов'язати розраховану ефективну дозу, виражену в зівертах, з відповідним коефіцієнтом ризику.

МКРЗ на основі великих епідеміологічних досліджень оцінює сумарний коефіцієнт радіаційного ризику фатального раку для опромінення всього тіла приблизно як $5 \cdot 10^{-2} \text{ Зв}^{-1}$ [10]. Це означає, що ефективна доза 1 Зв асоціюється з додатковим ризиком смерті від раку близько 5% понад природний рівень. Для рівнів доз, які розглядаються в радіоекологічних дослідженнях навколо дослідницьких реакторів (як правило, мікро- та мілізіверти на рік), оцінювані додаткові ризики є на порядок 10^{-5} - 10^{-4} на рік, тобто залишаються дуже малими, але можуть бути кількісно проаналізовані в межах концепції радіаційного ризику [5, 10].

Усі радіаційні ефекти умовно поділяють на дві великі групи:

- детерміністичні (нестохастичні) – виникають лише при перевищенні певної порогової дози (променеві опіки, променева хвороба, частина ефектів з боку кришталика ока тощо);
- стохастичні – не мають чітко вираженого порогу, їх імовірність зростає разом із дозою, але тяжкість наслідку не залежить від її величини (онкологічні та спадкові ефекти) [1, 10].

У системі радіаційного захисту основний акцент робиться на тому, аби не допустити детерміністичних ефектів і максимально знизити імовірність

стохастичних. Саме через це, нормування доз і аналіз радіаційного ризику є взаємопов'язаними складовими однієї системи [1, 10].

1.2.2. Нормативні основи та категорії осіб, що зазнають опромінення

Закон України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” визначає загальні принципи регулювання діяльності з ядерними установками та ДІВ, а Закон “Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання” встановлює конкретні права громадян, вимоги до контролю доз і межі допустимого опромінення [4, 9]. Українські норми дозових лімітів у своїх основних положеннях узгоджуються з рекомендаціями МКРЗ та базовими стандартами безпеки МАГАТЕ [4, 10]. Ці норми та рекомендації виділяють кілька категорій осіб, що можуть підпадати під вплив ІВ [1, 9, 10]:

- персонал категорії А – працівники, діяльність яких безпосередньо пов'язана з ДІВ або вони регулярно перебувають у контрольованих радіаційних зонах. Для цієї групи встановлюється найвищий допустимий рівень професійного опромінення за умови медичного і дозиметричного контролю.
- персонал категорії Б – працівники, які не працюють із джерелами безпосередньо, але можуть зазнавати незначного додаткового опромінення через перебування поблизу контрольованих зон.
- населення категорії В – усі інші особи, які професійно не пов'язані з ДІВ. Для них встановлюються найжорсткіші обмеження доз, оскільки радіаційне опромінення для цієї категорії не є виробничим фактором [9, 10].

Для осіб із населення річна ефективна доза від діяльності підприємства не повинна перевищувати 1 мЗв, не враховуючи медичне опромінення та природне тло. Для персоналу категорії А граничним вважається середнє значення 20 мЗв на рік, усереднене за будь-який п'ятирічний період, при цьому доза за окремий рік не повинна перевищувати 50 мЗв [9, 10]. Такі величини розглядаються як компроміс між виробничими потребами та прийнятним рівнем професійного ризику.

1.2.3. Базові принципи радіаційного захисту

МКРЗ сформувала три ключові принципи, на яких будуються всі системи радіаційної безпеки – від міжнародних стандартів до внутрішніх інструкцій конкретних підприємств [1, 10]:

1. Обґрунтування. Будь-яка нова діяльність чи процедура, що призводять до додаткового опромінення людей або забруднення середовища, повинна давати загальну користь, яка перевищує можливу шкоду. Це означає, що введення нових технологій із застосуванням ДІВ потребує не лише технічного, а і соціально-економічного обґрунтування.
2. Оптимізація (ALARA). Навіть якщо діяльність обґрунтована, дози мають бути настільки низькими, наскільки це розумно досяжно з урахуванням технічних можливостей та економічних і соціальних чинників. Реалізація цього принципу включає вибір захисних екранів, систем вентиляції, планування режимів роботи, зменшення часу перебування в зонах підвищеного фону тощо [1, 10].
3. Обмеження доз. Сумарні дози для окремої людини від усіх запланованих практик не повинні перевищувати встановлених лімітів для її категорії (персонал чи населення). Саме ліміти доз задають верхню межу, за яку захист не має виходити навіть при оптимізації.

Додатково до цього, сучасна система радіаційної безпеки розрізняє три типи ситуацій опромінення: планові, існуючі та аварійні. Для кожної з них використовуються різні регуляторні інструменти – від лімітів і дозових обмежень до референтних рівнів для заходів у разі радіаційних аварій [5, 10].

1.2.4. Основні шляхи опромінення персоналу та населення

Оцінка радіаційного ризику для конкретного підприємства (наприклад, дослідницького реактора в міській забудові) неможлива без аналізу шляхів, якими іонізуюче випромінювання або радіонукліди можуть впливати на людину. У загальному випадку виділяють кілька основних механізмів формування дози [1, 5, 8]:

1. Зовнішнє опромінення.

Людина зазнає впливу гамма-, бета- чи нейтронного випромінювання від установки або забруднення об'єктів. Для персоналу це, передусім, робота в приміщеннях із активним обладнанням або сховищами радіоактивних матеріалів. Для населення – вплив випромінювання від ґрунту чи об'єктів, де відкладені радіонукліди, а також, у деяких випадках, від радіоактивної хмари при викиді.

2. Внутрішнє опромінення.

Внутрішнє опромінення виникає внаслідок потрапляння радіонуклідів до організму. Його основними шляхами є інгаляційне надходження, надходження з харчовими продуктами та водою, а в окремих випадках – проникнення через шкіру або ранові поверхні.

Інгаляційний шлях реалізується при потраплянні радіонуклідів в організм з повітрям у вигляді аерозолів чи газів. Для персоналу об'єктів із ДІВ критичним є повітря робочої зони, для населення – атмосферне повітря у випадку викидів. Внутрішня доза залежить від активності у повітрі, тривалості перебування в забрудненій зоні та фізико-хімічних властивостей самих радіонуклідів [1, 8].

Аліментарний шлях пов'язаний з надходженням радіонуклідів через їжу та воду. У довгостроковій перспективі значну роль можуть відігравати ланцюги “ґрунт – рослина – тварина – людина”. Радіонукліди, що надійшли у ґрунт, здатні акумулюватися в рослинному покриві, далі у кормах і продукції тваринництва, а також у поверхневих і ґрунтових водах. Цей шлях особливо важливий при оцінці радіаційних ризиків у сільськогосподарських ландшафтах [5, 8].

3. Локальне контактне опромінення.

Цей шлях має значення здебільшого для персоналу, який працює з відкритими джерелами або із забрудненими поверхнями. У населення цей шлях реалізується рідко, переважно у випадках неконтрольованого обігу джерел (наприклад, потрапляння промислового джерела у металобрухт).

UNSCEAR зазначає, що за нормальної експлуатації енергетичних і дослідницьких реакторів внесок їхніх викидів у річну дозу населення зазвичай становить одиниці або десятки мікрозівертів, тобто значно менше за природне

тло та норматив 1 мЗВ на рік [5]. Водночас при аналізі конкретного об'єкта, особливо розташованого у межах великого міста, як у випадку дослідницького реактора в Києві, важливо детально дослідити інгаляційні та харчові шляхи, пов'язані з можливим забрудненням ґрунту і рослинності на прилеглих територіях.

1.2.5. Критичні групи

Розгляд шляхів опромінення є необхідним для визначення тих груп населення, які потенційно можуть отримувати вищі дози порівняно із середнім рівнем. Класифікаційний підхід до радіаційного захисту населення передбачає виділення критичних груп – відносно невеликих груп людей, які за своїм місцем проживання, способом життя, харчовими звичками або родом діяльності отримують вищі дози, ніж середня по всій популяції [8, 10]. Саме для таких груп розраховуються максимальні очікувані дози від конкретного джерела.

У сучасних рекомендаціях МКРЗ замість терміна “критична група” частіше використовується поняття “репрезентативна особа” (representative person) – умовної людини, яка характеризує верхню частину розподілу доз для певної групи населення, але не є екстремальним випадком [10, 11]. Для цієї репрезентативної особи задаються реалістичні, але консервативні припущення щодо часу перебування на відкритому повітрі, структури раціону, місцевих джерел продуктів тощо, і саме щодо неї порівнюються розраховані дози з дозовими обмеженнями [11].

У контексті даної роботи, критичними можуть вважатися:

- мешканці будинків, розташованих найближче до санітарно-захисної зони;
- люди, які часто перебувають на відкритому повітрі поблизу об'єкта (відвідувачі скверів, працівники прилеглих територій);

Для цих груп доцільно розраховувати зовнішні та інгаляційні компоненти дози з урахуванням результатів радіометричного контролю ґрунтів і рослинності, а також вимірювань потужності дози на місцевості.

1.3. Методичні підходи до оцінки радіаційних ризиків

Теоретичні положення щодо джерел іонізуючого випромінювання, шляхів опромінення та радіаційного ризику становлять основу для їх подальшої практичної оцінки. Саме тому наступним етапом є розгляд методичних підходів, які дають змогу перейти від загальної характеристики джерела до визначення дозового навантаження і ризику для населення та довкілля. У зв'язку з цим оцінка радіаційних ризиків діяльності підприємств, що мають джерела іонізуючого випромінювання, спирається на поєднання трьох блоків:

1. Радіаційний моніторинг навколишнього природного середовища.
2. Дозиметричні вимірювання та розрахунки доз.
3. Моделювання перенесення радіонуклідів та формування дозового навантаження.

Сучасні підходи, відображені в підручниках з радіоекології та радіаційної безпеки і міжнародних документах, передбачають єдиний алгоритм: характеристика джерел викидів і скидів, спостереження за станом середовища, перехід від полів доз і концентрацій до індивідуальних доз, а далі – до показників ризику для репрезентативної особи чи критичної групи населення [1, 5, 8, 12].

1.3.1. Загальний алгоритм оцінки радіаційних ризиків

Узагальнено процес оцінки радіаційних ризиків можна подати у вигляді таких послідовних етапів:

1. Опис джерела та сценаріїв впливу.

Визначаються типи ДІВ (дослідницький реактор, гамма-установки, лабораторні ДІВ тощо), номенклатура та активність радіонуклідів у потенційних викидах/скидах, режим роботи, наявні інженерні бар'єри і системи очищення. Для дослідницького реактора ВВР-М Інституту ядерних досліджень НАН України показано, що основними є газо-аерозольні викиди (аргон-41, благородні гази, йод, цезій, кобальт), для яких встановлюються ліміти річних викидів і відповідні дозові квоти [15, 16].

2. Характеристика шляхів міграції та опромінення.

Визначаються головні середовища-передавачі (повітря, ґрунт, поверхневі води, рослинність, продукти харчування) і шляхи надходження дози до людини (зовнішнє гамма-опромінення від хмарини та від радіоактивних випадів, внутрішнє опромінення через інгаляцію та інкорпорацію з їжею і водою) [5, 8, 12, 13].

3. Збирання вихідних даних моніторингу.

Здійснюється радіаційний моніторинг об'єктів довкілля та потужності дози в зоні впливу підприємства, а також, за потреби, індивідуальне дозиметричне спостереження за персоналом і населенням [1, 13, 14].

4. Оцінка дозового навантаження.

Виміряні концентрації радіонуклідів у ґрунті, рослинності, харчових продуктах, повітрі та потужності дози переводяться в індивідуальні ефективні та еквівалентні дози з використанням дозових коефіцієнтів МКРЗ та методик, прийнятих у міжнародній практиці.

5. Перехід від доз до ризику.

На завершальному етапі дози співставляються з нормативними обмеженнями, а також оцінюються радіаційні ризики – переважно як додаткова ймовірність виникнення стохастичних ефектів (передусім раку) протягом життя, з урахуванням віку, статі та сценарію опромінення репрезентативної особи або критичної групи [5, 12].

Саме така логіка – від джерела до дози і від дози до ризику – буде покладена в основу оцінки радіаційних ризиків від дослідницького реактора в Києві та інших підприємств, що працюють з ІВ.

1.3.2. Радіаційний моніторинг довкілля

Згідно джерел, радіаційний моніторинг – це систематичні спостереження за змінами радіаційного стану об'єктів довкілля та полів іонізуючого випромінювання з метою оцінки дозового навантаження і своєчасного виявлення небажаних тенденцій [1, 8]. Він є одним з базових елементів оцінки радіаційних ризиків.

Міжнародні стандарти МАГАТЕ розрізняють: моніторинг на джерелі (контроль викидів та скидів), моніторинг навколишнього середовища (повітря, вода, ґрунт, біота) та моніторинг впливу на людей (індивідуальне дозиметричне спостереження, біомоніторинг) [13].

Ключовими елементами програми моніторингу навколо підприємств з ДІВ є:

1. Вибір об'єктів спостереження.

Для дослідницьких реакторів типово контролюються: потужність експозиційної або еквівалентної дози на межі санітарно-захисної зони, концентрації радіонуклідів у повітрі, ґрунті, поверхневих водах, рослинності та продукції харчового ланцюга [14, 15, 16].

2. Мережева структура спостережень.

Створюється система пунктів спостереження по радіальних напрямках від реактора (вздовж переважних напрямків вітру) та в контрольних фонових пунктах. Для ВВР-М в Києві дослідження попередніх років показали стабільність радіаційного становища в санітарно-захисній та спостережній зонах при рівнях потужності дози, близьких до природного фону [14, 15].

3. Частота та обсяг відбору проб.

За досвідом Китаю та країн ЄС навколо дослідницьких реакторів щорічно відбирають зразки ґрунту, рослинності та води у фіксованих пунктах; додатково проводяться щомісячні або кварталні вимірювання гамма-фону на місцевості [14].

4. Показники, що вимірюються.

Для оцінки впливу на ґрунт і рослинність визначають специфічну активність ключових штучних радіонуклідів (передусім ^{137}Cs , ^{90}Sr) та природних радіонуклідів (^{40}K) за допомогою гамма-спектрометрії, а іноді сумарної альфа- та бета-активності [1].

1.3.3. Підходи до відбору проб ґрунту і рослинності

Методика відбору проб ґрунту і рослинності має значний вплив на достовірність оцінки радіаційних ризиків. Сучасні підручники та міжнародні

рекомендації з радіоекології наголошують на необхідності стандартизації глибини відбору, схеми просторового розміщення точок та підготовки проб до аналізу [1, 8, 13].

Основні елементи підходу такі:

- Глибина та тип проб ґрунту. Для техногенних радіонуклідів із поверхневим випаданням (^{137}Cs , ^{90}Sr) найбільш інформативними є зразки верхнього шару ґрунту (0-5 або 0-10 см), які відбирають як об'єднані (композитні) проби з кількох підзразків, рівномірно розміщених у межах ділянки. Це дозволяє усереднити дрібномасштабну неоднорідність забруднення [1, 8].
- Відбір рослинного матеріалу. У радіоекологічних дослідженнях переважно використовують листя або надземну фітомасу домінантних видів (лісові чи декоративні дерева, трав'янисті види, культурні рослини). Досвід досліджень навколо дослідницьких реакторів показує, що саме листя дерев і сільськогосподарські культури є чутливими індикаторами перенесення ^{137}Cs та інших радіонуклідів у наземні трофічні ланцюги [8].
- Попередня обробка проб. Ґрунт і рослинність очищують від грубих домішок, висушують до повітряно-сухого стану, подрібнюють та гомогенізують перед радіометричним та/або спектрометричним аналізом. Це відповідає загальноприйнятій практиці, описаній у сучасних навчальних посібниках і аналітичних оглядах [1, 8].

Така методика забезпечує зіставність результатів з міжнародними дослідженнями навколо дослідницьких реакторів і дозволяє коректно використовувати ці дані в оцінці доз.

РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ДОСЛІДЖЕННЯ ТА МЕТОДИ

2.1. Загальна характеристика об'єкта дослідження та інших підприємств Києва, що використовують іонізуюче випромінювання

Ключовим об'єктом цього дослідження є Інститут ядерних досліджень НАН України, розташований у місті Києві за адресою: просп. Науки, 47. Інститут належить до провідних наукових установ держави у сфері ядерної фізики, радіаційної фізики, реакторних досліджень, матеріалознавства та суміжних напрямів. У структурі установи функціонують: відділ дослідницького ядерного реактора, відділ проблем дозиметрії ядерних реакторів, відділ радіаційної фізики та відділ радіаційного матеріалознавства, що прямо пов'язує діяльність Інституту з використанням джерел іонізуючого випромінювання та з проведенням радіаційно небезпечних робіт у контрольованих умовах [15].

Найважливішим радіаційно значущим об'єктом Інституту є дослідницький реактор ВВР-М. За сучасними науковими публікаціями Інституту, ВВР-М є дослідницьким реактором басейнового типу з водяним охолодженням і сповільненням нейтронів, теплова потужність якого становить 10 МВт [16, 17]. Реактор використовується як джерело нейтронів для фундаментальних і прикладних досліджень, а також для робіт у галузі радіаційного матеріалознавства, дозиметрії, ядерної фізики, та пов'язаних експериментальних напрямів [15-17]. Він внесений до переліку наукових об'єктів, що становлять національне надбання України. Це підкреслює особливі вимоги до безпечної експлуатації, моніторингу та регулярного контролю [15].

Для оцінки радіаційних ризиків є важливим те, що реактор є потужним джерелом нейтронного гамма-випромінювання і те, що під час його експлуатації можуть утворюватися радіоактивні газо-аерозольні викиди. У статті, присвяченій викидам реактора ВВР-М, серед радіонуклідів, що мають значення для контролю, наведені аргон-41, інертні радіоактивні гази, ізотопи йоду, цезію та кобальту [16]. Це означає, що при характеристиці такого об'єкта потрібно враховувати поле зовнішнього випромінювання та можливий перенос радіонуклідів у повітрі з подальшим осіданням на ґрунт і рослинність.

Окреме значення має те, що для реактора ВВР-М ведуться спостереження за станом санітарно-захисної зони та зони спостереження. За даними публікації 2023 року, у цих зонах аналізували потужність дози, а також стан окремих компонентів довкілля, зокрема атмосферного повітря, ґрунту, води та рослинності. Узагальнений висновок авторів полягає в тому, що в період спостережень істотного погіршення радіаційної обстановки не виявлено, а більшість показників залишалися на рівні, близькому до фоновому [15, 16].

Інститут ядерних досліджень НАН України є найбільш показовим об'єктом для цієї теми ще й тому, що тут поєднуються одразу кілька ознак, важливих для аналізу радіаційного ризику: наявність реакторного джерела випромінювання, розміщення в межах великого міста, можливість дослідження стану природних компонентів довкілля та наявність наукових публікацій, у яких вже охарактеризовано окремі параметри радіаційної обстановки. Саме тому основний акцент у подальшому буде зроблено на ґрунті, рослинному покриві та польових дозиметричних вимірюваннях у районі розташування Інституту.

Водночас Київ є містом, де ДІВ використовуються не лише у наукових установах, а й у медичних закладах. Найчастіше йдеться про рентгенівські установки, системи для дослідження судин, апарати для променевої терапії та відкриті радіонуклідні джерела, які застосовують у ядерній медицині. На відміну від реакторного об'єкту, у медичних установах ризик зазвичай пов'язаний не з тривалим впливом на довкілля, а з контрольованим використанням випромінювання для діагностики або лікування та з дотриманням вимог радіаційної безпеки для персоналу, пацієнтів і радіоактивних матеріалів [18].

До таких установ належить Національний інститут раку в Києві. На офіційному сайті закладу зазначено, що в його структурі працюють підрозділи променевої діагностики, променевої терапії та радіонуклідної діагностики і терапії. Це означає, що в роботі закладу використовують генератори випромінювання та радіонуклідні препарати. У цьому випадку джерела випромінювання застосовують у лікувальних цілях, а контроль безпеки

стосується передусім умов експлуатації обладнання, дозових навантажень і поводження з відкритими радіоактивними речовинами [19].

Подібний профіль має Київський міський клінічний онкологічний центр, у структурі якого поєднані променева діагностика, променева терапія, радіоізотопна діагностика та підрозділи, де працюють з відкритими ізотопами. Такі заклади важливі для загальної характеристики міського використання ДІВ, але механізм формування ризику тут інший, ніж у випадку дослідницького реактора. Основне значення мають захист персоналу і пацієнтів, локальний контроль приміщень та правильне поводження з радіофармацевтичними препаратами.

Окремо варто згадати спеціалізовані клініки, де ІВ використовують переважно для візуалізації або малоінвазивного лікування. Наприклад, в Інституті серця МОЗ України функціонують підрозділи рентгенівської та комп'ютерної діагностики, а також відділення, де застосовують рентгенологічне дослідження судин і втручання під рентгенівським контролем [20, 21]. У таких умовах джерелом випромінювання є медичне рентгенівське обладнання, а радіаційна безпека визначається режимами роботи апаратури, екрануванням і контролем професійних доз.

Ще одну групу об'єктів становлять заклади, де використовують відкриті радіонуклідні джерела для лікування хвороб щитоподібної залози. На офіційному сайті Інституту ендокринології та обміну речовин ім. В. П. Комісаренка НАМН України наведена інформація про радіонуклідну діагностику і терапію та про лікування радіоактивним йодом [22]. Для таких установ характерна інша специфіка ризику: особливу роль відіграють зберігання і введення радіофармацевтичних препаратів, тимчасове перебування пацієнтів після введення радіонукліда та контроль радіоактивних відходів.

Отже, у Києві джерела іонізуючого випромінювання використовуються в різних сферах, але найбільш придатним для радіоекологічного аналізу є Інститут ядерних досліджень НАН України з реактором ВВР-М. на відміну від більшості медичних закладів, де випромінювання застосовуються в межах приміщень і під

суворим процедурним контролем, реакторний об'єкт дає можливість оцінювати і професійне опромінення, і стан навколишнього середовища.

2.2. Природно-географічні умови району дослідження

Район дослідження охоплює ділянку в межах Голосіївського району м. Києва, де розташовані точки відбору проб ґрунту та рослинності поблизу проспекту Науки. За своїм положенням ця територія належить до правобережної частини міста, тому для її характеристики важливо враховувати особливості рельєфу, ґрунтового покриву, кліматичних умов і рослинності [23, 24].

Природні умови Києва значною мірою визначаються річкою Дніпро та її долиною. За екологічним паспортом Києва, Дніпро поділяє Київ на правобережну і лівобережну частини, а правобережжя відрізняється складнішими формами поверхні. Для досліджуваної ділянки це важливо, оскільки в межах міської території навіть невеликі зміни рельєфу можуть впливати на накопичення пилу, вологи та забруднювальних речовин у ґрунті й рослинному покриві [23, 24].

Ґрунтовий покрив цієї частини Києва є неоднорідним, однак для високої правобережної території, за даними екологічного паспорта міста, характерні чорноземи, які сформувалися переважно на лесових суглинках. У київських лісопарках поширені темно-сірі лісові ґрунти, що утворилися під широколистяними лісами. Для радіоекологічного дослідження це має практичне значення, оскільки склад ґрунту, його щільність, вміст органічної речовини та умови зволоження впливають на накопичення радіонуклідів у верхньому горизонті та на їх подальший перехід у рослинність [24].

Клімат району дослідження відповідає загальним кліматичним умовам. В офіційних міських матеріалах Київ характеризується як територія з помірно континентальним кліматом, теплим літом, м'якою зимою та достатнім зволоженням [23, 24]. В екологічному паспорті також наведено, що за період 1991-2020 рр. середньорічна температура повітря в Києві зросла на 1,3°C порівняно з періодом 1961-1990 рр., а річна сума опадів зменшилась на 32 мм [24]. Для польових досліджень це важливо тому, що температура, кількість

опадів, зволоження ґрунту і вітровий режим впливають на стан рослинного покриву, повторне пилове перенесення частинок і поведінку радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту.

Досліджувана територія розташована в межах міського середовища, де забудовані ділянки поєднуються із зеленими зонами. До рекреаційних територій міста належать лісові масиви, парки, сквери, зелені насадження загального користування та водойми. Також, підкреслено, що лісові масиви Києва впливають на температурний режим, вологість повітря, силу вітру та очищення атмосферного повітря. Це важливо, оскільки рослинний покрив на таких ділянках може відображати накопичення техногенно привнесених речовин, а ґрунт – слугувати середовищем їх закріплення [24].

Оскільки точки відбору проб розміщені в межах великого міста, природні умови району слід розглядати разом з антропогенним навантаженням. Транспорт, ущільнення ґрунту, зміна поверхні та трансформація рослинності можуть впливати на результат аналізу не менше, ніж природні чинники. Тому під час оцінки стану ґрунту, рослинного покриву та потужності дози на дослідній ділянці потрібно враховувати як загальні природні умови правобережного Києва, так і специфіку міського середовища [23, 24].

Наведена природно-географічна характеристика дає уявлення про загальні умови району дослідження, в межах якого проводились польові спостереження та відбір матеріалу. Це важливо для загального розуміння особливостей дослідної території та подальшої інтерпретації отриманих результатів.

2.3. Методи дослідження

Для оцінки радіаційного стану дослідної території використовувались польові та лабораторні методи. Польовий етап включав вибір точок спостереження, вимірювання радіаційного фону та відбір проб ґрунту і рослинності. Лабораторний етап охоплював підготовку зразків до аналізу, гамма-спектрометричні вимірювання та подальше впорядкування отриманих даних. Такий підхід дає змогу поєднати оперативну оцінку радіаційного фону на

місцевості з визначенням вмісту гамма-випромінюючих радіонуклідів у компонентах довкілля [1, 24].

2.3.1. Місця відбору проб та принцип їх вибору

Полеві дослідження проводились на п'яти точках, розташованих поблизу проспекту Науки в межах району дослідження. Координати точок були такими:

- Точка №1 – 50,387155° пн. ш., 30.530987° сх. д.;
- Точка №2 – 50,385316° пн. ш., 30.531538° сх. д.;
- Точка №3 – 50,383914° пн. ш., 30.532030° сх. д.;
- Точка №4 – 50,384032° пн. ш., 30.533077° сх. д.;
- Точка №5 – 50,383285° пн. ш., 30.530896° сх. д.

Більшість точок були розміщені на ділянках поблизу Інституту ядерних досліджень, тоді як точка №5 розташовувалась через дорогу від Інституту, біля житлового будинку. Такий вбір точок дав змогу охопити кілька близько розташованих, але не повністю однакових за умовами ділянок і порівняти їх показники.

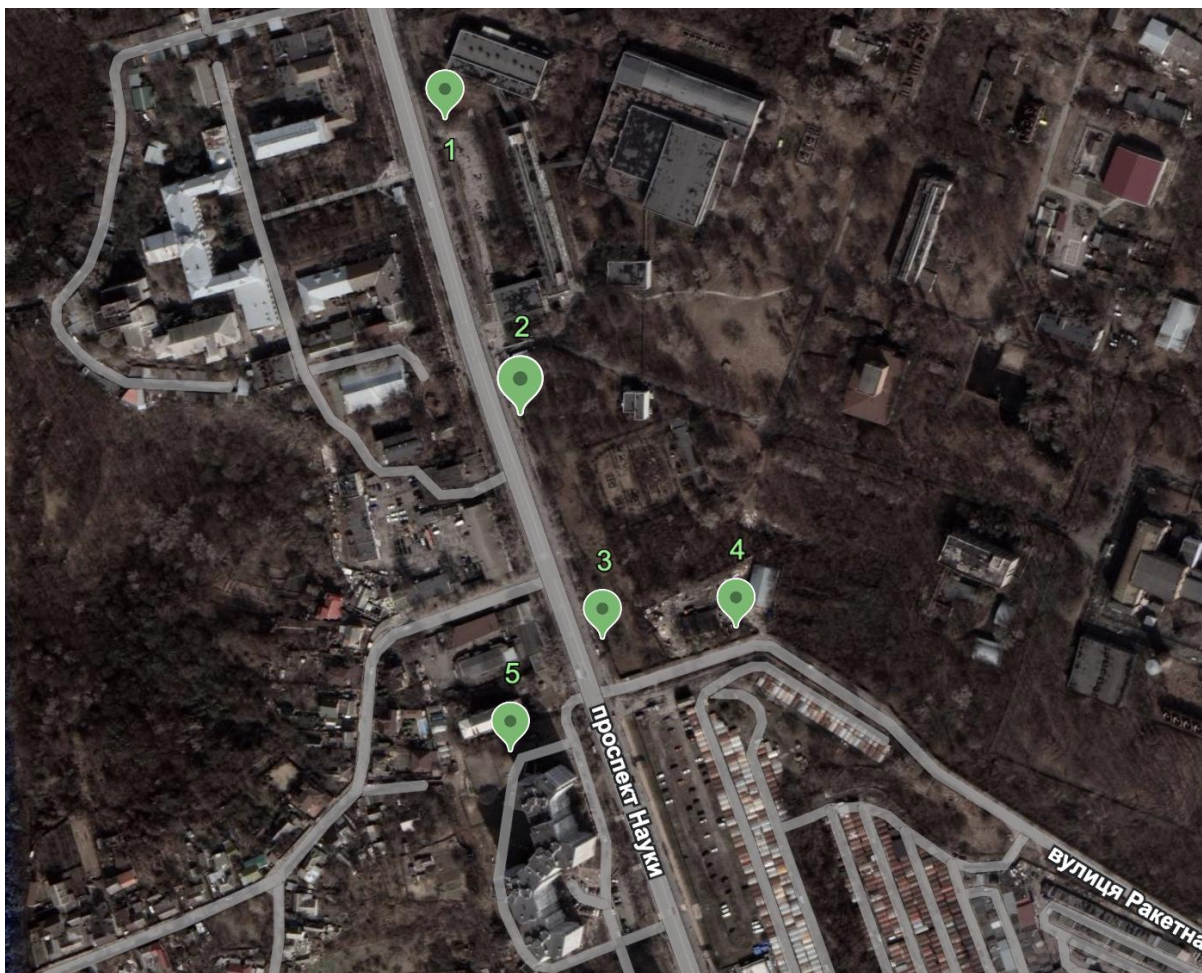


Рис. 2.1. Карта району дослідження з позначеними точками відбору проб

2.3.2. Вимірювання радіаційного фону

Для польового визначення радіаційного фону використовувався дозиметр-радіометр МКС-05 “ТЕРРА-П”. Згідно з офіційним описом виробника, прилад призначений для вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма- та рентгенівського випромінювання, а також для оцінки поверхневого забруднення бета-випромінюючими радіонуклідами. ТЕРРА-П належить до переносних побутово-професійних приладів радіаційного контролю, які широко застосовують для оперативних вимірювань у польових умовах.

Вимірювання виконувалися безпосередньо в кожній точці відбору згідно з інструкцією з експлуатації приладу. Після ввімкнення дозиметра та стабілізації показів фіксувались значення потужності дози. Отримані дані використовувалися як польова характеристика радіаційного фону на дослідній території.

2.3.3. Відбір проб ґрунту та рослинності

Проби ґрунту і рослинності відбиралися в тих самих точках, де проводилися дозиметричні вимірювання. Така схема дала змогу забезпечити просторову відповідність між польовими показниками радіаційного фону та лабораторними даними щодо вмісту гамма-випромінюючих радіонуклідів у зразках.

Ґрунтові проби відбиралися вручну за допомогою лопати з верхнього шару ґрунту орієнтовно на глибину 5-10 см. Саме цей шар є найбільш показовим для радіоекологічних досліджень, оскільки в ньому найчастіше накопичуються техногенно внесені радіонукліди і саме з ним безпосередньо контактує коренева система трав'янистої рослинності [1].

Проби рослинності також було відібрано вручну, шляхом збору надземної частини трав'яного покриву в межах кожної точки. Відбір рослинного матеріалу на тих самих ділянках, де було відібрано ґрунт, є доцільним для подальшого порівняння проб, оскільки дозволяє оцінити можливий перехід радіонуклідів із верхнього шару ґрунту в рослинний покрив [1].

Кожну пробу після відбору було поміщено в окремий пакет з маркуванням та віднесено до лабораторії для подальшої підготовки.

2.3.4. Підготовка проб до гамма-спектрометричного аналізу

Підготовка зразків ґрунту і рослинності проводилась окремо. Рослинні проби попередньо були висушені до повітряно-сухого стану, після чого подрібнювалися ножицями до більш однорідної маси. Ґрунтові проби після віднесення до лабораторії розкладалися на піддони, висушувалися в сушильній шафі, а після висушування просіювалися через сито для видалення грубих домішок, грудок та сторонніх предметів (рис. 2.2). Така послідовність є логічною для подальшого аналізу, оскільки висушування зменшує вплив змінної вологості, а подрібнення і просіювання забезпечують більш однорідний склад проби. У сучасних навчальних виданнях з радіаційної екології та радіаційної безпеки підкреслюється, що перед радіометричними і спектрометричними

вимірюваннями проби довкілля мають бути висушені, гомогенізовані та приведені до стандартної геометрії вимірювання [1].



Рисунок 2.2. Процес підготовки ґрунту до аналізу

Після підготовки всі зразки зважувалися на лабораторних вагах. Далі проби ґрунту та рослинності були поміщені в посудини Марінеллі об'ємом 1 л (рис. 2.3), які використовувалися як стандартна геометрія під час гамма-спектрометричних вимірювань. Така геометрія прямо відображена в лабораторних протоколах вимірювання зразків.



Рисунок 2.3. Проби рослинності у посудинах Марінеллі

2.3.5. Гамма-спектрометричне дослідження

Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів у пробах ґрунту та рослинності визначалися на спектрометрі енергій гамма-випромінювання сцинтиляційному СЕГ-001 “АКП-С”-63. За офіційною інформацією виробника, прилади цієї серії призначені для якісного і кількісного визначення гамма-випромінюючих радіонуклідів у харчових продуктах, об’єктах навколишнього середовища, сировині, будівельних матеріалах та інших зразках.

Випромінювання виконувались в геометрії посудини Марінеллі 1 л. Обробка спектрів проводилася за допомогою програмного забезпечення AkWinGamma, що підтверджується протоколами гамма-вимірювання. У протоколі для кожного зразка фіксувалися дата вимірювання, час накопичення спектра, маса проби, тип геометрії та перелік виявлених нуклідів. Тривалість вимірювання зразків не була однаковою для всіх проб і встановлювалася окремо, що є допустимим для спектрометричного аналізу, оскільки маса проби, інтенсивність спектра і статистична якість реєстрації імпульсів можуть відрізнятися між зразками. У межах цього етапу було отримано спектри проб ґрунту та рослинності і визначено вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів, які фіксувалися приладом.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОЦІНКА РИЗИКІВ

3.1. Результати вимірювань радіаційного фону та аналізу проб

Польові вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози показали, що радіаційний фон на дослідницькій території змінювались в межах від 0,09 до 0,13 мкЗв/год. У точках № 1-3 зафіксовано значення 0,12-0,13 мкЗв/год, у точці №4 – 0,09-0,10 мкЗв/год, у точці №5 – близько 0,10 мкЗв/год. Для дозиметра-радіометра МКС-05 “ТЕРРА-П” саме мкЗв/год є стандартною одиницею вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінення.

Отримані значення не виходять за межі тих рівнів, які фіксуються в межах Києва під час регулярного моніторингу. За офіційними даними Київської міської державної адміністрації, середньорічний радіаційний фон у різних контрольних точках міста у 2024 році становив 0,10-0,12 мкЗв/год. Зокрема, для вулиці Китаївської, що також розташована в Голосіївському районі, наведено значення 0,11 мкЗв/год [25]. Отже, зафіксований у районі дослідження фон відповідає звичайним для міста величинам і не свідчить про наявність вираженої радіаційної аномалії.

Різниця між окремими точками була незначною. Найвищі значення спостерігались в точках №1-3, найнижчі – у точці №4. Точка №5, яка розташована біля житлового будинку через дорогу від Інституту, за рівнем фону не відрізнялась в бік підвищення і мала значення близьке до міського середнього. Це дає підстави вважати, що на момент польових вимірювань радіаційний фон на всіх досліджених ділянках залишався стабільним і близьким до типового для урбанізованої території Києва.

Гамма-спектрометричний аналіз ґрунтових проб показав, що в усіх п’яти зразках визначалися ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{134}Cs , а також ^{137}Cs (табл. 3.1). Для ґрунтів це очікувано, оскільки ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th належать до природних радіонуклідів, поширених у мінеральній частині ґрунту, тоді як Cs є техногенним радіонуклідом, присутність якого в ґрунтах України пов’язана насамперед із глобальним випадінням та наслідками аварії на Чорнобильській атомній електростанції [1].

Тривалість гамма-спектрометричних вимірювань для всіх ґрунтових проб була майже однаковою і становила близько 48000 с. Маса зразків була в межах від 0,523 до 0,775 кг, тобто для цієї групи проб були відносно близькими. Саме тому результати для ґрунту є більш зіставними між собою, а відносні похибки для основних визначених радіонуклідів переважно залишалися на прийнятному рівні.

Таблиця 3.1. Активність гамма-випромінюючих радіонуклідів у ґрунтових пробах, Бк/кг

Точка	^{137}Cs	^{134}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
1	61,645	2,023	491,362	27,774	29,153
2	70,827	2,156	467,073	24,377	25,556
3	60,568	1,686	423,871	24,400	26,581
4	17,717	0,000*	450,700	22,255	28,599
5	18,277	0,000*	444,168	20,229	29,025

* не виявлено вище межі детектування за даними протоколу.

У ґрунтових зразках найстабільнішим за рівнем були природні радіонукліди. Вміст ^{40}K змінювався від 423,871 до 491,362 Бк/кг, ^{226}Ra – від 20,229 до 27,774 Бк/кг, ^{232}Th – від 25,556 до 29,153 Бк/кг. Такий діапазон свідчить про відносно близькі природні характеристики ґрунтового покриву в межах дослідної території. Найменшу просторову мінливість мав ^{232}Th , тоді як ^{40}K і ^{226}Ra також лишалися в досить вузьких межах.

^{137}Cs мав інакші показники. У точках №1-3 його активність становила 60,568-70,827 Бк/кг, тоді як у точках №4 і №5 вона була значно нижчою. Це показує, що навіть у межах невеликої за площею ділянки спостерігалася виражена нерівномірність розподілу цього нукліда. Це є досить типовим для міських ґрунтів, оскільки техногенні радіонукліди часто розподіляються мозаїчно внаслідок особливостей поверхні, перерозподілу дрібних частинок, локальних умов зволоження та відмінностей ґрунтового покриву [1].

За вмістом ^{134}Cs проби виявилися значно менш показовими. Його визначено лише в точках 1-3, тоді як в точках 4 і 5 вище межі детектування цей

нуклід не встановлено. Водночас відносна похибка у точках №1-3 становила 59,02-73,86%, тому трактувати ці результати слід обережно. Такі значення свідчать, що сигнал був слабким і близьким до межі виявлення.

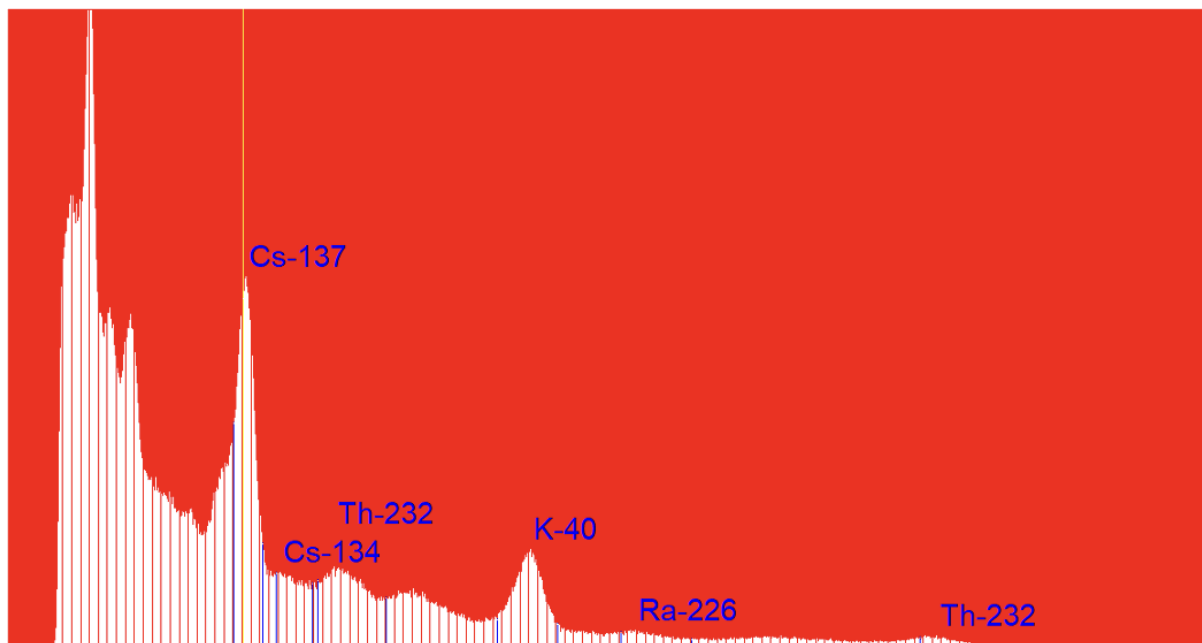


Рис. 3.1. Гамма-спектр ґрунтової проби з точки №2

На рис. 3.1 наведено гамма-спектр проби з точки №2. Саме цей зразок обрано для візуалізації, оскільки він є показовим для ґрунтових проб дослідної території: у ньому визначено радіонукліди, а маса зразка та тривалість вимірювання забезпечили достатню статистичну якість спектра. Такий спектр добре ілюструє характер результатів, отриманих для ґрунту, де основні радіонукліди визначалися стабільніше і з меншими похибками.

Результати аналізу проб рослинності доцільно подати окремо, оскільки вони мають інший характер і значно більше залежать від маси зразка та статистичної якості спектра. Час вимірювання рослинних проб також становив близько 48000 с, однак їх маса була значно меншою, ніж у ґрунтових зразках і змінювалася від 0,008 до 0,032 кг. Саме це істотно вплинуло на якість спектрометричних даних: для частини радіонуклідів межі детектування виявилися вищими, а відносні похибки більшими.

Таблиця 3.2. Активність гамма-випромінюючих радіонуклідів у пробах рослинності, Бк/кг

Точка	^{137}Cs	^{134}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
1	0,000*	0,000*	1295,882	0,000*	0,000*
2	0,000*	11,109	560,312	48,750	0,000*
3	0,000*	15,790	1068,677	49,233	48,733
4	0,000*	0,000*	1119,375	74,312	0,000*
5	0,000*	0,000*	2043,750	168,500	0,000*

* не виявлено вище межі детектування за даними протоколу.

Для рослинності найбільш надійно визначився ^{40}K . Він був присутній у всіх п'яти зразках, а його активність змінювалася. Такий результат є закономірним, адже калій є необхідним елементом мінерального живлення рослин, а ^{40}K є його природним ізотопом. Саме тому підвищені значення у рослинному матеріалі не вказують на техногенне радіоактивне забруднення, а відображають біологічне накопичення калію рослинами [1].

На відміну від ґрунту, ^{137}Cs у пробах рослинності не був зафіксований у жодній точці вище межі детектування. Це означає, що за умов проведеного аналізу його вміст у надземній частині трав'янистого покриву був нижчим за межу визначення методу. З практичної точки зору це важливий результат, бо саме рослинний матеріал є одним із можливих індикаторів переходу радіонуклідів із ґрунту в біоту. Для дослідженої ділянки такий виражений перехід для ^{137}Cs зафіксований не був.

Результати щодо ^{134}Cs , ^{226}Ra і ^{232}Th у рослинності супроводжуються дуже великими похибками. Для ^{134}Cs у точках №2 і №3 – 105,30% та 130,50%, для ^{226}Ra у точках № 2-5 – 116,10-151,40 %, для ^{232}Th у точці №3 – 124,30 %. За таких умов вони радше вказують на слабкий статистичний сигнал поблизу межі виявлення, ніж на надійно підтверджене накопичення цих радіонуклідів у рослинності.

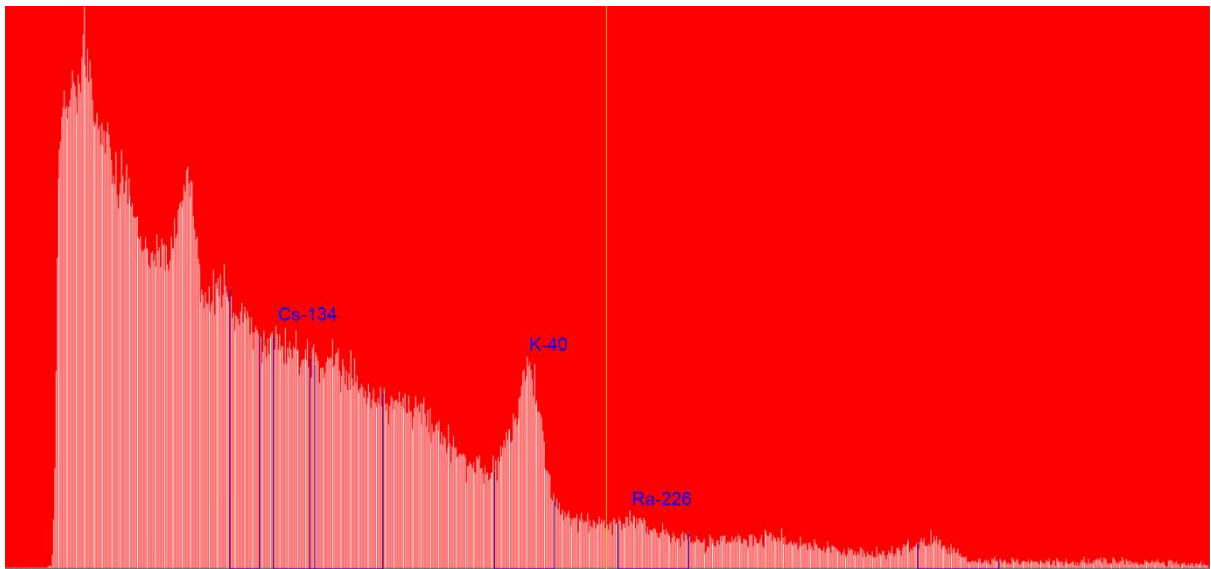


Рис. 3.1. Гамма-спектр проби рослинності з точки №3

Даний гамма-спектр для унаочнення обрано як типовий приклад спектра рослинної проби. У ньому чітко спостерігається внесок ^{40}K , тоді як для частини інших радіонуклідів результати супроводжуються високими похибками. Це пов'язано передусім з малою масою рослинного зразка, а тому результати аналізу виявились менш стійкими.

Виходячи з вищезазначеного, найінформативнішими для подальшої оцінки радіаційного стану дослідженої території є саме результати ґрунту. Для цих ґрунтових проб отримано повніший набір даних із прийнятними похибками і саме в них чітко простежується присутність ^{137}Cs у всіх п'яти точках. У рослинності найбільш впевнено визначився лише ^{40}K , тоді як для інших нуклідів результати часто перебували поблизу межі виявлення або характеризувалися надто великою відносною похибкою.

3.2. Оцінка дозових навантажень та порівняння з нормативами

Для оцінки зовнішнього дозового навантаження використано зафіксований на місцевості інтервал потужності дози 0,09-0,13 мкЗв/год. Перехід від потужності дози до орієнтовної річної дози виконували за формулою:

$$D = \frac{H \times 8760 \times k}{1000}, \quad (3.1)$$

де D – орієнтовна річна доза, мкЗв/рік;

H – потужність абмієнтного еквівалента дози, мкЗв/год;

8760- кількість годин у році;

k – коефіцієнт часу перебування на відкритій місцевості;

1000 – коефіцієнт переведення мкЗв у мЗв [5, 26].

Для наближеної оцінки прийнято $k = 0,2$, тобто 20 % часу людина перебуває на відкритій території [5]. За таких умов річна доза для дослідженої території становить 0,16-0,23 мЗв/рік. Навіть верхня межа цієї оцінки є меншою за 1 мЗв/рік – ліміт ефективної дози для населення, встановлений НРБУ-97 [26]. водночас цей норматив стосується додаткового опромінення від регульованої діяльності, тому порівняння з повним фоновим опроміненням має орієнтовний характер.

Для узагальнення гамма-спектрометричних результатів використано запис $M \pm m$, де M – середнє арифметичне значення показника, а m – помилка середнього [27]. Середнє арифметичне обчислювали за формулою:

$$M = \frac{\sum x_i}{n}, \quad (3.2)$$

де x_i – окреме значення показника;

n – кількість спостережень.

Стандартне відхилення визначали за формулою:

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - M)^2}{n - 1}}, \quad (3.3)$$

де s – стандартне відхилення;

x_i – окреме значення показника;

M – середнє арифметичне;

n – кількість спостережень [27].

Помилка середнього обчислювалась так:

$$m = \frac{s}{\sqrt{n}}, \quad (3.4)$$

де m – помилка середнього;

s – стандартне відхилення;

n – кількість спостережень [27].

Такий підхід потрібен для того, щоб показати не лише середній рівень активності радіонукліда, а й ступінь мінливості значень між точками відбору. Чим більшим є m , тим менш однорідним є результати в межах вибірки.

Для ґрунтових проб середні значення становили:

$^{137}\text{Cs} - 45,81 \pm 11,49 \text{ Бк/кг};$

$^{40}\text{K} - 455,43 \pm 11,34 \text{ Бк/кг};$

$^{226}\text{Ra} - 23,81 \pm 1,26 \text{ Бк/кг};$

$^{232}\text{Th} - 27,78 \pm 0,72 \text{ Бк/кг}.$

Найбільшою мінливістю відзначався ^{137}Cs , оскільки в точках № 1-3 його вміст був істотно вищим, ніж у точках №4 і №5. Для визначених природних радіонуклідів таких різких відмінностей не спостерігалось. Це вказує на відносно однорідну природну складову радіаційного фону в ґрунті та на мозаїчний розподіл техногенного цезію у межах дослідної території.

Для рослинних проб найбільш стабільно визначився лише ^{40}K , для якого середнє значення становило $1217,60 \pm 240,05 \text{ Бк/кг}$. Такий результат є закономірним, адже калій належить до природних радіонуклідів і пов'язаний з його природним вмістом в рослинних тканинах. Для ^{137}Cs у всіх п'яти пробах зафіксовано значення $0,000 \text{ Бк/кг}$, тобто його вміст не перевищував межі виявлення методу. Для ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{134}Cs значна частина результатів супроводжувалась дуже великими відносними похибками, у низці випадків понад 100 %, тому використовувати ці показники для повноцінної кількісної оцінки внутрішньо дозового навантаження недоцільно.

Для перевірки статистичної значущості відмінностей між двома вибірками використано критерій Стюдента. Його обчислюють за формулою:

$$t = \frac{[M_1 - M_2]}{S_p \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}}, \quad (3.5)$$

де t – розраховане значення критерію Стюдента;

M_1 – середнє значення показника в першій вибірці;

M_2 – середнє значення показника у другій вибірці;

n_1 – кількість спостережень у першій вибірці;

n_2 – кількість спостережень у другій вибірці;

S_p – об'єднане стандартне відхилення [28].

Об'єднане стандартне відхилення визначали за формулою:

$$S_p = \sqrt{\frac{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2}{n_1 + n_2 - 2}}, \quad (3.6)$$

де S_p – об'єднане стандартне відхилення;

s_1 – стандартне відхилення першої вибірки;

s_2 – стандартне відхилення другої вибірки;

n_1 – кількість спостережень у першій вибірці;

n_2 – кількість спостережень у другій вибірці [28].

Критерій Стюдента потрібний для того, щоб встановити, чи є різниця між середніми значеннями випадковою, чи статистично підтвердженою. У наявних даних його коректно було застосувати лише для ^{40}K , адже саме для нього в обох групах проб наявні повні числові ряди з прийнятною якістю вимірювання. Для ^{137}Cs порівняння між ґрунтом і рослинністю не проводили. Для ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{134}Cs застосування цього критерію також було не доцільним через поєднання нульових значень і дуже великих похибок.

Порівняння вмісту ^{40}K у ґрунті та рослинності дало $t = 3,17$ при $p = 0,013$, тобто різниця між середніми значеннями є статистично значущою. Це означає, що середній вміст калію у рослинному матеріалі достовірно вищий, ніж у ґрунті. Такий результат не свідчить про техногенне забруднення [27].

Отримані оцінки дають підстави вважати, що на дослідженій ділянці не формується підвищене зовнішнє дозове навантаження, а техногенний компонент у ґрунті не супроводжується зростанням потужності дози до рівнів, які б виділяли цю територію на тлі звичайного міського фону. Найбільш показовим для оцінки стану території виявився ґрунтовий покрив, у якому чітко простежується присутність ^{137}Cs . У рослинності переконливо визначився передусім природний ^{40}K , тоді як ознак накопичення цезію у надземній фітомасі не встановлено. Сукупність цих результатів вказує на низький рівень радіаційного ризику для населення за умов звичайного перебування на дослідженій території.

3.3. Рекомендації та заходи щодо мінімізації ризику

Отримані результати не дають підстав розглядати досліджену територію як ділянку з підвищеним радіаційним ризиком для населення. Потужність дози на місцевості залишалася в межах, характерних для міського фону, а переконливих ознак накопичення ^{137}Cs у надземній фітомасі не виявлено. За таких умов пріоритетними є системний контроль, підтримання стабільного режиму спостережень і своєчасне виявлення можливих змін у радіаційній обстановці.

Першочерговим заходом має бути регулярний радіаційний моніторинг території поблизу об'єкта. У міжнародних рекомендаціях ІАЕА підкреслено, що для об'єктів, де існує потенціал надходження радіонуклідів у довкілля, рутинний моніторинг на джерелі та в навколишньому середовищі є необхідним елементом контролю дозволених викидів і підтвердження дотримання умов безпеки [13]. З урахуванням одержаних результатів доцільно зберегти вже використану мережу точок спостереження, оскільки це дозволяє порівнювати показники в межах однієї території, у тому числі на ділянці біля житлової забудови. Оптимальним є

проведення повторних вимірювань потужності дози та відбору проб ґрунту не рідше одного разу на рік, а за потреби – після змін у режимі роботи об'єкта або виконання технічних робіт, що можуть впливати на умови викидів [4, 13].

Окрему увагу варто приділити саме ґрунтовому покриву, оскільки він виявився найбільш інформативним компонентом середовища. У ґрунті чітко простежується присутність ^{137}Cs , причому його вміст між точками є нерівномірним. Це означає, що подальший контроль варто орієнтувати насамперед на відстеження просторової динаміки цього нукліда у верхньому шарі ґрунту. Практично це передбачає відбір проб у тих самих координатах, з однакової глибини та з дотриманням однакової схеми підготовки зразків. Такий підхід дозволить оцінювати зміну показників у часі, що є значно важливішим для оцінки ризику, ніж одноразове вимірювання [13].

Для рослинних проб варто вдосконалити методику підготовки та вимірювання. У наявній серії саме рослинність дала найбільше значень із високою відносною похибкою, що пов'язано насамперед з малою масою сухої проби. Тому для наступних досліджень бажано збільшити масу рослинного матеріалу, формувати об'єднані проби з кількох підзразків у межах однієї точки, чітко стандартизувати умови сушіння та подрібнення, а також, за можливості, повторювати вимірювання для частини зразків. ІАЕА окремо наголошує на важливості технічних аспектів відбору, підготовки проб, врахування невизначеності та коректного трактування результатів моніторингу [13]. За таких умов результати для рослинності будуть придатнішими для подальшої дозової оцінки та статистичного порівняння.

Наступним напрямом є вдосконалення обробки та збереження даних. Для порівняння серій спостережень варто вести єдину електронну базу результатів з фіксацією координат точки, дати відбору, маси проби, часу вимірювання, межі детектування, активності радіонуклідів та їх похибок. У рекомендаціях ІАЕА окремо зазначено значення належного ведення записів, аналізу результатів, оцінки невизначеності та підготовки звітної інформації для зацікавлених сторін [13]. У практичному сенсі це означає, що кожна наступна серія вимірювань має

бути оформлена так, щоб її можна було безпосередньо зіставити із вже отриманими результатами без додаткових уточнень.

З огляду на наявність точки спостереження біля житлової забудови, важливим також є інформаційний супровід моніторингу. Закон України “Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання” закріплює право людини на захист від впливу ІВ, а Закон України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” визначає пріоритет безпеки людини та навколишнього середовища [4, 9]. Це вказує на доцільність короткого щорічного оприлюднення узагальнених результатів моніторингу у формі зрозумілих таблиць і пояснень без надмірної технічної деталізації. Такий підхід не лише відповідає принципу відкритості, а й знижує ризик появи необґрунтованих побоювань серед мешканців прилеглої території [9, 13].

Якщо в майбутньому буде встановлено стійке зростання потужності дози на окремих ділянках, підвищення вмісту ^{137}Cs у ґрунті порівняно з поточною серією спостережень або підтверджене виявлення техногенних радіонуклідів у рослинності вище межі детектування з прийнятною похибкою, програму моніторингу слід розширити. У такому разі доцільно буде додати контрольні точки за межами ближньої зони спостереження, збільшити частоту відбору проб та провести додатковий аналіз можливих джерел надходження радіонуклідів. ІАЕА вказує, що структура моніторингу має бути співмірною з рівнем радіаційного ризику і може змінюватися залежно від результатів спостережень [13].

ВИСНОВКИ

У роботі узагальнено теоретичні та прикладні підходи до оцінки радіаційних ризиків діяльності підприємства, що має джерела іонізуючого випромінювання, та виконано їх практичне застосування для території, прилеглої до Інституту ядерних досліджень НАН України в місті Києві. Загальна структура роботи дозволила послідовно перейти від теоретичних положень до аналізу конкретного об'єкта, а потім до інтерпретації фактичних даних та оцінки їхнього значення для населення і прилеглої території.

У першому розділі систематизовано основні положення щодо джерел іонізуючого випромінювання, радіаційної безпеки та радіаційного ризику. Вирішальне значення для оцінки ризику має не лише саме існування джерела, а і його тип, характер використання, можливість потрапляння радіонуклідів у навколишнє середовище та потенційні шляхи формування дози. Також обґрунтовано, що для об'єктів типу дослідницького реактора найбільш важливими є зовнішнє опромінення, можливе надходження нуклідів у верхній шар ґрунту та їх перехід у рослинний покрив. Оцінка радіаційного ризику повинна спиратися на поєднання радіаційного моніторингу, дозиметричних вимірювань і лабораторного визначення вмісту радіонуклідів у компонентах довкілля.

У другому розділі охарактеризовано Інститут ядерних досліджень НАН України як основний об'єкт дослідження. Його особливість полягає у поєднанні науково-дослідної функції, наявності реактора ВВР-М і розташування у межах великого міста. Було розглянуто природно-географічні умови району та описано методику роботи. Вона включала вибір п'яти точок спостереження, польове визначення радіаційного фону дозиметром МКС-05 "ТЕРРА-П", відбір проб ґрунту і рослинності, їх підготовку до аналізу та гамма-спектрометричне вимірювання на спектрометрі СЕГ-001 "АКП-С"-63 у геометрії посудини Марінеллі об'ємом 1 л. Така схема забезпечила відповідність між польовими вимірюваннями і лабораторними результатами.

Результати польових вимірювань показали, що потужність амбієнтного еквівалента дози на дослідженій території змінювалися в межах 0,09-0,13 мкЗв/год. Найвищі значення зафіксовано в точках №1, №2, №3, а найнижчі у точці 4, тоді як точка №5 розташована біля житлового будинку через дорогу від Інституту, не вирізнялася підвищеним радіаційним фоном. Це свідчить про відсутність локальної радіаційної аномалії в межах дослідної ділянки та про відповідність зовнішнього фону звичайним для міського середовища Києва.

Гамма-спектрометричний аналіз ґрунтових проб показав наявність у всіх зразках природних радіонуклідів ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , а також техногенного цезію. Для природної складової характерна відносна однорідність, тоді як ^{137}Cs розподілився нерівномірно – у трьох точках його вміст був суттєво вищим, ніж у двох інших. Це вказує на мозаїчний характер техногенного забруднення верхнього шару ґрунту. Саме ґрунтовий покрив виявився найбільш інформативним компонентом довкілля для оцінки радіаційного стану цієї території.

Рослинні проби дали менш однорідні результати. Найбільш надійно в них визначився ^{40}K , що є типовим з огляду на природне накопичення калію в рослинних тканинах. ^{137}Cs у жодній пробі не був виявлений вище межі детектування, тому підтверджених ознак його накопичення в надземній частині трав'янистого покриву не встановлено. Для частини значень ^{134}Cs , ^{226}Ra і ^{232}Th були характерні великі відносні похибки, що обмежує можливість їх впевненої кількісної інтерпретації.

Оцінка дозового навантаження показала, що зафіксовані значення потужності дози не створюють підвищеного зовнішнього опромінення для населення. Орієнтовний перерахунок у річну дозу за умови стандартного перебування людини на відкритій місцевості дав значення, нижчі за ліміт ефективної дози для населення. Це значить, що на момент проведення дослідження зовнішній радіаційний вплив поблизу об'єкта не виходив за межі прийнятного рівня. Наявність ^{137}Cs у ґрунті свідчить про збереження

техногенного сліду в поверхневому шарі, однак це не супроводжується зростанням потужності дози до неприйнятних рівнів.

Статистичне узагальнення результатів показало, що найбільшою мінливістю між точками характеризувався саме ^{137}Cs у ґрунті, тоді як природні радіонукліди змінювалися в значно вужчих межах. Порівняння вмісту ^{40}K у ґрунті та рослинності виявило статистично значущу різницю, через природнє його накопичення рослинами. Для інших радіонуклідів застосування критерію Стюдента було або обмеженим, або недоцільним через велику кількість значень нижче межі виявлення та високі похибки.

Таким чином, мету роботи досягнуто. Теоретичні засади радіаційного ризику узгоджено з результатами польових і лабораторних досліджень конкретної території. Охарактеризовано радіаційний стан ділянки поблизу об'єкта, що використовує джерела іонізуючого випромінювання. Визначено особливості просторового розподілу основних гамма-випромінюючих радіонуклідів у ґрунті та рослинності. Обґрунтовано висновок про низький рівень радіаційного ризику для населення за умов звичайного перебування на дослідженій території. Сукупність отриманих результатів свідчить, що на дослідженій території не виявлено ознак радіаційного стану, який вимагав би застосування обмежувальних заходів, однак наявність техногенного ^{137}Cs у ґрунтовому покриві підтверджує доцільність подальших спостережень у режимі регулярного контролю.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Григор'єва Л. І. Радіаційна екологія та радіаційна безпека : навч. посіб. Миколаїв : Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2023. 228 с.
2. Гігієна та основи екології : навч. посіб. для студентів 2 курсу медичного факультету за спеціальністю «Фізична терапія, ерготерапія» / Севальнев А.І. та ін. Запоріжжя : Запорізький державний медичний університет, 2020. 84 с.
3. Носовський А.В., Бондар Б.М. Дозиметрія та захист від іонізуючого випромінювання : підручник. Київ: Фенікс, 2020. 408с. Серія «Безпека атомних станцій».
4. Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку : Закон України від 08.02.1995 № 39/95-ВР : станом на 1 січ. 2025 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/39/95-vp#Text> (дата звернення: 29.11.2025).
5. Effects of radiation exposure of children. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation : UNSCEAR 2013 Report. Vol. II. New York : United Nations, 2014. P. 1–269. DOI: <https://doi.org/10.18356/d6c0486e-en>
6. Chen J. A summary of updated UNSCEAR evaluations on medical and occupational exposures to ionising radiation and call for participation in UNSCEAR Global Surveys on radiation exposure. Radiation Protection Dosimetry. 2024. Vol. 200, no. 16-18. P. 1495–1500. DOI: <https://doi.org/10.1093/rpd/nae064>
7. Герасимов О. І., Курятников В. В., Кудашкіна Л. С., Співак А. Я., Кільян А. М. Методи організації радіаційної безпеки : навч. посіб. Одеса : Одеський державний екологічний університет, 2022. 183 с.
8. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с. URL: <https://ep3.nuwm.edu.ua/18527/> (дата звернення: 22.12.2025)
9. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання : Закон України від 14.01.1998 № 15/98-ВР : станом на 17 верес. 2023 р.

URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/15/98-вп#Text> (дата звернення: 22.12.2025).

10. ICRP Publication 146: Radiological Protection of People and the Environment in the Event of a Large Nuclear Accident / M. Kai et al. *Annals of the ICRP*. 2020. Vol. 49, no. 4. P. 11–135. DOI: <https://doi.org/10.1177/0146645320952659>
11. Derivation of dose constraint for the general public around nuclear power plants with operational data of radioactive effluent releases / Y. H. Jin et al. *Applied Radiation and Isotopes*. 2023. Vol. 200. Article 110985. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2023.110985>
12. ICRP Publication 147: Use of Dose Quantities in Radiological Protection / J. D. Harrison et al. *Annals of the ICRP*. 2021. Vol. 50, no. 1. P. 9–82. DOI: <https://doi.org/10.1177/0146645320911864>
13. IAEA. Monitoring for Protection of the Public and the Environment. IAEA Safety Standards Series No. GSG-19. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2025. DOI: <https://doi.org/10.61092/iaea.i7sy-xqd1>
14. Li S., Wang H., Zhang Y. Assessment of supervision monitoring for radiation environment around the typical research reactors in China. *Nuclear Engineering and Technology*. 2021. Vol. 53, iss. 12. P. 4150–4157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.net.2021.06.032>
15. The analysis of the radiation state in the sanitary protection zone and the observation zone of the nuclear research reactor of the Institute for Nuclear Research of NAS of Ukraine in 2021 / O. V. Gaidar et al. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2023. Vol. 24, no. 2. P. 131–137. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2023.02.131>
16. Lobach Y. M., Shevel V. M. Radioactive gaseous-aerosol releases from the WWR-M research reactor. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2023. Vol. 24, no. 3. P. 247–255. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2023.03.247>
17. Lobach Y. M., Lobach S. Y., Shevel V. M. Preliminary safety analysis at the decommissioning of the WWR-M research reactor. *Nuclear Physics and Atomic*

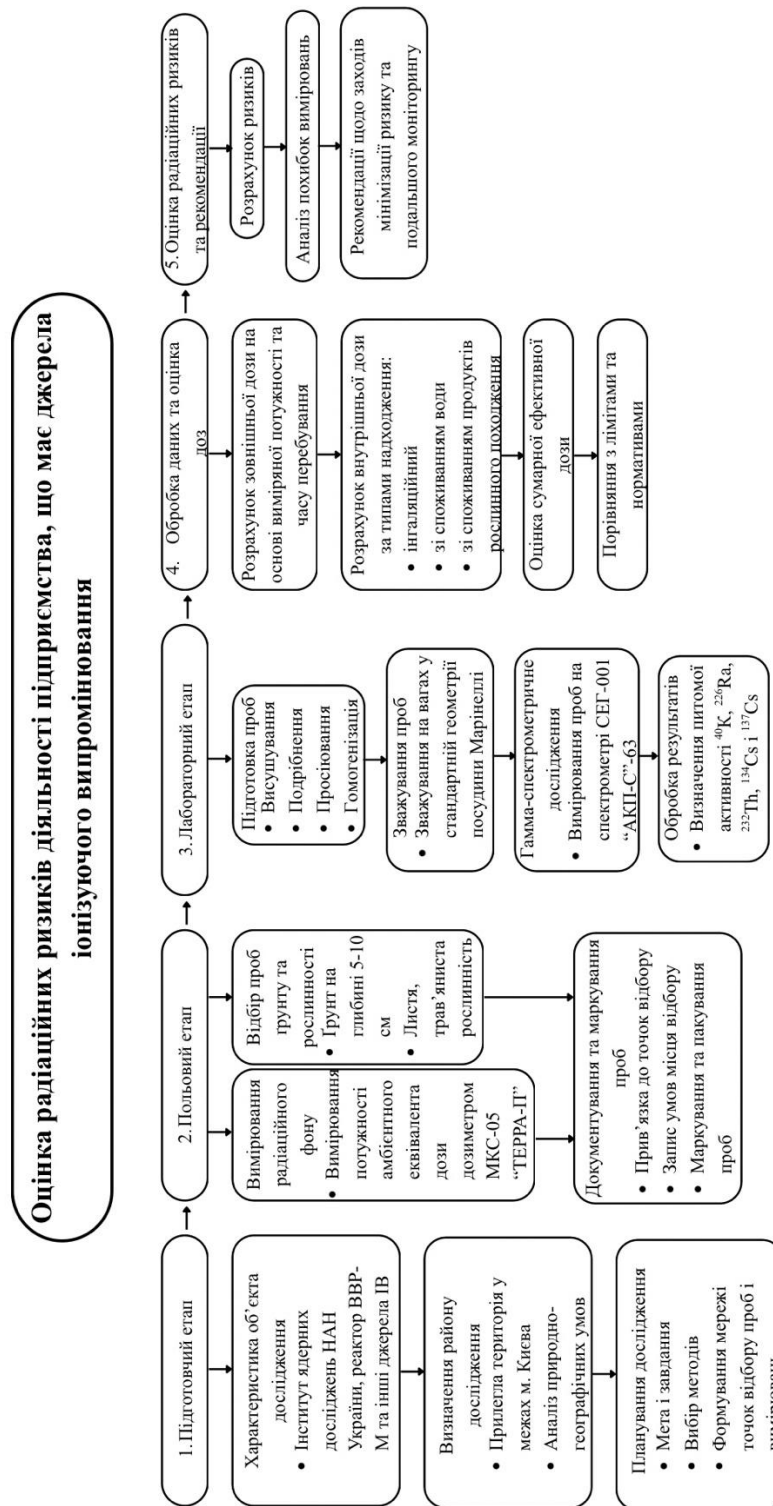
18. Ліцензія на використання джерел іонізуючого випромінювання. *Гід з державних послуг - Гід онлайн Дія*. URL: <https://guide.diia.gov.ua/view/vydacha-litsenzii-na-pravo-provadžhennia-diialnosti-z-vykorystannia-dzherel-ionizuiuchoho-vyprominiuvannia-e85da7c3-680d-4e0b-8e5b-5e5847fee214> (дата звернення: 19.04.2026).
19. Центр радіаційної онкології. Національний інститут раку. URL: <https://unci.org.ua/likuvalni-tsentry/tsentr-radiologiyi-i-promenevoyi-terapiyi> (дата звернення: 19.04.2026).
20. Київський міський клінічний онкологічний центр. *КМКОЦ*. URL: <https://onko.com.ua/> (дата звернення: 19.04.2026).
21. Інститут Серця. Heart Center. URL: <https://heart.kyiv.ua/> (дата звернення: 19.04.2026).
22. Інститут ендокринології та обміну речовин ім. В.П. Комісаренка. *Інститут ендокринології та обміну речовин ім. В.П. Комісаренка*. URL: <http://iem.net.ua/> (дата звернення: 19.04.2026).
23. Звіт про стратегічну екологічну оцінку проєкту Регіонального плану міста Києва. Київ : ТОВ «Український науково-дослідний інститут з розроблення та впровадження комунальних програм та проєктів», 2025. 117 с. URL: https://minio.kyivcity.gov.ua/kyivcity/sites/27/uploaded-files/_CEO_Київ_2025%2030-07-2025.pdf (дата звернення: 21.04.2026).
24. Екологічний паспорт міста Києва. Київ : Департамент зах. довкілля та адаптації до зміни клімату КМДА, 2024. 166 с. URL: https://minio.kyivcity.gov.ua/kyivcity/sites/32/uploaded-files/_паспорт_міста_Києва_за_2024_рік.pdf (дата звернення: 21.04.2026).
25. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища міста Києва у 2024 році. Київ : Департамент захисту довкілля та адаптації до зміни клімату виконавчого органу Київської міської ради (КМДА),

2025. 139 с. URL: https://minio.kyivcity.gov.ua/kyivcity/sites/32/uploaded-files/_доповідь_про_стан_навколишнього_середовища_м_Києва_за.pdf (дата звернення: 29.04.2026).
26. Про введення в дію Державних гігієнічних нормативів “Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)” : Постанова Головного державного санітарного лікаря України від 01.12.1997 № 62 : станом на 08 квіт. 2025 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text> (дата звернення 29.04.2026)
27. Методи аналізу даних у психологічних дослідженнях : навч. Посіб. / В. М. Краєвський, Я. О. Остапенко, Т. М. Паянок, Н. В. Параниця ; Державний податковий університет. Ірпінь, 2024. 144 с.
28. Луценко Г.В. Аналіз і візуалізація даних: навч.-метод. посіб. для студентів закладів вищої освіти спеціальності 014 Середня освіта (014.09 Інформатика). Черкаси: ЧНУ ім. Б. Хмельницького, 2024. 90 с.

ДОДАТКИ

Додаток А

Схема проведення дослідження



Науково-практична конференція “Екологія – філософія існування людства”

УДК 6547/84

ЧИГИРИНСЬКА АЕС: ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ТА ДОЦІЛЬНІСТЬ РЕАЛІЗАЦІЇ ПРОЄКТУ

Меліхова Т.В., студентка 4 курсу, факультету захисту рослин, біотехнологій та екології

Клепко А.В., доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної екології,
радіобіології та БЖД

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Повернення до проєкту будівництва Чигиринської АЕС знову стало предметом обговорення у 2024 році, коли місцева влада погодила відведення земельних ділянок під будівництво чотирьох енергоблоків і супровідної інфраструктури [1]. Це свідчить, що Чигиринський майданчик уже не розглядається лише як недобудована спадщина радянського періоду, а як потенційна територія для нового ядерного об'єкту [1, 2].

Аргументи на користь реалізації проєкту пов'язані насамперед з енергетичною стійкістю держави. Енергетична стратегія України до 2050 року передбачає розвиток сучасної та безпечної атомної генерації як одного з елементів низьковуглецевої енергетики та зміцнення енергобезпеки [5]. У цьому зв'язку майбутня Чигиринська АЕС може розглядатися як можливе джерело стабільної генерації, що не залежить від погодних умов, на відміну від частини відновлюваних джерел енергії [5, 6]. Додатковим аргументом є те, що для технології AP1000, яку публічно пов'язують із новими українськими ядерними проєктами, заявлено пасивні системи безпеки, багаторівневий захист і здатність переводити реактор у безпечний стан без зовнішнього електроживлення та без активних дій оператора при проєктних аваріях [7, 8].

Однак аргументи проти реалізації проєкту на етапі планування виглядають не менш вагомими. По-перше, наявність земельного рішення ще не означає готовності майданчика до будівництва, оскільки для ядерних об'єктів обов'язковими є оцінка впливу на довкілля, екологічні дослідження, обґрунтування безпеки та інші дозвільні процедури [3, 4]. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» прямо відносить атомні електростанції та інші ядерні реактори до першої категорії видів діяльності, що мають значний вплив на довкілля і підлягають обов'язковій ОВД [3]. По-друге, навіть сучасні реакторні технології не усувають екологічних ризиків самого майданчика, оскільки питання стосується не лише безпеки реактора, а й впливу на водні ресурси, ґрунти, стан атмосферного повітря, біоту та систему довгострокового моніторингу [4, 6]. По-третє, для таких проєктів критично важливою є довіра місцевих громад, а без відкритої процедури обговорення та доступу до екологічної інформації будь-яке рішення буде сприйматися як передчасне [3, 6].

Отже, наявні переваги проєкту Чигиринської АЕС не є достатньою підставою для його автоматичної реалізації. Потенційне значення такого об'єкта для енергосистеми України має оцінюватися разом із характеристиками конкретного майданчика, можливими впливами на довкілля та відповідністю всім обов'язковим вимогам законодавства [3-7]. На сучасному етапі говорити про доцільність реалізації цього проєкту можна лише умовно, оскільки без результатів повної оцінки впливу на довкілля, вихідних даних моніторингу та належного обґрунтування безпеки така оцінка не буде достатньо аргументованою [3-6]. Таким чином, рішення щодо Чигиринської АЕС має прийматися не на основі загальної потреби в нових потужностях, а за результатами комплексного аналізу екологічних, технічних і безпекових показників [3-7].

Список використаних джерел:

1. Чигиринська територіальна громада. Засідання позачергової 51-ї сесії міської ради VIII скликання від 22.08.2024 р. URL: <https://chigirinskaotg.gov.ua/2024/08/22/> (дата звернення: 30.03.2026).
2. Energoatom moves ahead with plans for new four-unit AP1000 plant // World Nuclear News. 2024. URL: <https://www.world-nuclear-news.org/articles/energoatom-moves-ahead-with-plans-for-new-four-unit> (date of access: 30.03.2026).
3. Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23.05.2017 № 2059-VIII // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/2059-19#Text> (дата звернення: 30.03.2026).
4. Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку: Закон України від 08.02.1995 № 39/95-ВР // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/39/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення: 30.03.2026).
5. Про схвалення Енергетичної стратегії України на період до 2050 року: розпорядження Кабінету Міністрів України від 21.04.2023 № 373-р // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/373-2023-%D1%80#Text> (дата звернення: 30.03.2026).
6. International Atomic Energy Agency. Environmental Protection in New Nuclear Power Programmes. Vienna: IAEA, 2024. URL: <https://www.iaea.org/publications/15517/environmental-protection-in-new-nuclear-power-programmes> (date of access: 30.03.2026).
7. Westinghouse Electric Company. Nuclear Safety – Unequaled Design: AP1000®. 2026. URL: <https://westinghousenuclear.com/new-plants/ap1000-pwr/safety/> (date of access: 30.03.2026).
8. Westinghouse Electric Company. AP1000 Passive Safety Systems. 2026. URL: <https://westinghousenuclear.com/new-plants/ap1000-pwr/safety/passive-safety-systems/> (date of access: 30.03.2026).