

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри загальної
екології, радіобіології та безпеки
життєдіяльності

_____ Алла КЛЕПКО

(підпис)

« ____ » _____ 2025 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему «Вплив діяльності Рівненської АЕС на радіаційну ситуацію в м. Вараш»

Спеціальність 101 «Екологія»

Гарант освітньої програми

Доктор педагогічних наук, професор,
професор кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки життєдіяльності

_____ Володимир БОГОЛЮБОВ

(підпис)

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи

Доктор біологічних наук,
завідувач кафедри загальної екології
радіобіології та безпеки
життєдіяльності, старший
науковий співробітник

_____ Алла КЛЕПКО

(підпис)

Виконала

_____ Світлана КРАВЧУК

(підпис)

**Національний університет біоресурсів
і природокористування України**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

Кафедра загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

Освітній ступінь «Бакалавр»

Спеціальність 101 «Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

_____ Алла КЛЕПКО

“ _____ ” _____ 2025 р.

З А В Д А Н Н Я

**НА ВИПУСКНУ
БАКАЛАВРСЬКУ РОБОТУ СТУДЕНТУ**

Кравчук Світлани Сергіївни

1. Тема роботи «Вплив діяльності Рівненської АЕС на радіаційну ситуацію в м. Вараш»

керівник роботи доктор біологічних наук, ст.наук. співр. Клепко Алла Володимирівна

2. Строк подання студентом роботи 24 травня 2025 року

3. Вихідні дані до роботи: літературні данні, зразки ґрунту, рослин та грибів.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити):

4.1. Проведення теоретичної оцінки викидів та скидів радіаційних речовин, що утворюються при роботі Рівненської АЕС.

4.2. Ретроспективний аналіз даних щодо забруднення радіонуклідам ґрунту та грибів за останні 15 років.

4.3. Відбір проб та дослідження ґрунту, рослин та грибів на вміст ^{137}Cs та ^{40}K поблизу Рівненської АЕС.

5. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1	Клепко А.В.		
2	Клепко А.В.		
3	Клепко А.В.		

6. Дата видачі завдання 5 липня 2025 року

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів випускної бакалаврської роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Затвердження теми дипломної роботи та робота з відповідною літературою	Липень-вересень	
2	Огляд теоретичної оцінки викидів та скидів радіаційних речовин що утворюються при роботі Рівненської АЕС	Вересень-січень	
3	Проведення ретроспективного аналізу результатів дослідження ґрунту та грибів за останні 15 років навколо станції	Лютий-березень	
4	Відбір проб та дослідження ґрунту, рослин та грибів на вміст ^{137}Cs та ^{40}K біля РАЕС	Квітень-травень	
5	Оформлення висновків та доопрацювання дипломної роботи	Травень	

Студент

_____ (підпис)

Кравчук С.С.

Керівник роботи

_____ (підпис)

Клепко А.В.

Реферат

Робота виконана на 54 сторінках, містить 3 розділи, 18 рисунків, 12 таблиць, 25 використаних джерел.

Мета роботи – оцінити сучасний радіаційний стан в місті Вараш та вивчити вплив діяльності Рівненської АЕС на навколишнє середовище.

Результати проведених досліджень радіаційного стану навколо Рівненської АЕС показали, що ґрунти у всіх точках відбору не мають ознак радіоактивного забруднення. Питома активність моху та листя також не перевищує допустимих нормативів для рослинної сировини. Водночас у більшості відібраних зразків грибів зафіксовано перевищення встановлених рівнів радіоактивності. Зокрема, питома активність польського гриба перевищує допустимі значення у 5 разів, а рівень радіоактивності масляків і білих грибів становить від 4000–5900 Бк/кг, що вдвічі вище гранично допустимих показників.

Виявлений зв'язок свідчить про те, що ймовірним джерелом підвищеної радіоактивності грибів є залишкове забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Оскільки ґрунти на цих територіях не мають надмірної радіоактивності, а гриби – мають, можна припустити, що діяльність Рівненської АЕС не є джерелом додаткового радіаційного навантаження на довкілля та не впливає негативно на загальний радіаційний стан у місті Вараш.

Зміст

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	7
ВСТУП	8
РОЗДІЛ 1. ХАРАКТЕРИСТИКА РІВНЕНСЬКОЇ АЕС ТА РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В М. ВАРАШ	10
1.1 Аналіз викидів та скидів радіаційних речовин у місті Вараш	10
1.2 Опис Рівненської АЕС: режим роботи, технологічні особливості (карти, графік і т.д.)	14
РОЗДІЛ 2. РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ҐРУНТУ І ГРИБІВ ЗА ОСТАННІ 15 РОКІВ НАВКОЛО СТАНЦІЇ	20
2.1. Характеристика ґрунтів біля Рівненської АЕС	20
2.2. Вплив діяльності Рівненської АЕС на якість грибів та рослин	23
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОБ ҐРУНТУ, РОСЛИН І ГРИБІВ НА ВМІСТ В НИХ ^{137}Cs ТА ^{40}K. ПРОВЕДЕННЯ ДОЗИМЕТРИЧНИХ ТА ГАММА СПЕКТОМЕТРИЧНИХ ВИМІНЮВАНЬ	34
3.1 Оцінка вмісту гамма-радіонуклідів в у ґрунті	34
3.2 Відбір проб рослин та дослідження питомої активності ^{40}K та ^{137}Cs	43
3.3 Вміст ^{40}K та ^{137}Cs в грибах, зібраних поблизу Рівненської АЕС	45
ВИСНОВКИ	50
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	52

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- АЕС – атомна електростанція;
БЗП – басейн для зберігання палива;
ВВЕР – водо-водяний енергетичний реактор;
ГДК – гранично допустима концентрація;
ДГН – державний гігієнічний норматив;
ДЖН – довгоживучі нукліди;
ЄБРР – Європейський банк реконструкції та розвитку;
ЄІБ – Європейський інвестиційний банк;
ІРГ – інертні радіоактивні гази;
КІЕП – Київський інститут енергетичних проектів;
МАГАТЕ – міжнародне агентство атомної енергетики;
МОЗ – Міністерство охорони здоров'я;
ПЗК – перезарядні картриджі;
РАЕС – Рівненська атомна електростанція;
ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція;

ВСТУП

Актуальність теми. Рівненська атомна електростанція (РАЕС), розташована в місті Вараш Рівненської області, є важливим елементом енергетичної інфраструктури України. Вона забезпечує значну частину електричної енергії для держави, займаючи важливу роль у стабільному постачанні електрики до промислових підприємств та населення. РАЕС складається з кількох енергоблоків, що використовують ядерне паливо для виробництва електричної енергії. Її діяльність супроводжується утворенням радіоактивних відходів і викидів, що мають потенційний вплив на навколишнє середовище.

Проблема радіаційного впливу на довкілля, зокрема пов'язана з діяльністю атомних електростанцій, залишається надзвичайно актуальною в контексті глобальної екологічної безпеки. Викиди радіоактивних елементів у ґрунт, воду та атмосферу можуть спричинити довготривалі екологічні зміни, що негативно позначаються як на біорізноманітті, так і на здоров'ї населення. Зокрема, Рівненська атомна електростанція є одним із головних об'єктів, за якими ведеться постійний екологічний контроль.

Сьогодні радіаційна ситуація на території навколо атомних електростанцій є предметом численних досліджень. Надходження радіоактивних ізотопів у ґрунт, воду та біологічні організми може призвести до забруднення природних ресурсів, таких як води річок і ґрунти.

Мета роботи полягала в оцінці сучасного радіаційного стану в місті Вараш та вивчення впливу діяльності Рівненської АЕС на навколишнє середовище.

Завдання роботи полягає в наступних пунктах:

- Характеристика Рівненської АЕС: режим роботи, технологічні особливості;
- Теоретична оцінка викидів та скидів радіаційних речовин, які утворюються в результаті роботи РАЕС;

- Ретроспективний аналіз дослідження ґрунту, рослин та грибів за останні 15 років;
- Визначення питомої активності радіонуклідів у ґрунті, рослинах та грибах, відібраних навколо РАЕС.

Об'єкт дослідження – зміни радіаційної ситуації навколо Рівненської АЕС поблизу м. Вараш.

Предмет дослідження – радіоактивні елементи, ґрунт, рослини та гриби.

Методологія – пошук інформації, описово-оглядовий методи, метод гамма спектрометрії, підготовка зразків.

РОЗДІЛ 1. ХАРАКТЕРИСТИКА РІВНЕНСЬКОЇ АЕС ТА РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В М. ВАРАШ

1.1 Аналіз викидів та скидів радіаційних речовин, що утворюються в результаті роботи Рівненської АЕС

Контроль рівня радіонуклідів у повітрі населених пунктів, що знаходяться в зоні впливу Рівненської АЕС (РАЕС), здійснюється відповідно до «Регламенту радіаційного контролю Рівненської АЕС». Моніторинг охоплює три основні групи радіонуклідів: інертні радіоактивні гази (ІРГ), довгоживучі нукліди (ДЖН) та йодовмісні ізотопи. Рівень викидів в атмосферу залишається в межах встановлених норм, а їх концентрація за останні роки значно знизилася.

За період 2016–2017 років концентрація ІРГ і ДЖН знизилася втричі, складаючи менш ніж 0,2 % від допустимого ліміту. Викиди йоду у 2010–2015 роках ледь досягали сотих часток відсотка від граничних значень, а в 2016–2017 роках зменшилися ще на порядки. Аналіз концентрації радіонуклідів у повітрі свідчить про відповідність гранично допустимим нормам (ГДК).

Радіаційний вплив РАЕС на водні ресурси пов'язаний із скиданням очищених стічних вод. За період 2012–2017 років концентрація забруднюючих речовин у водних скидах залишалася в межах ГДК. Аналіз проб води в річці Стир нижче місця скидання не виявив перевищення допустимих концентрацій.

Втім, у 2016 році у водах річки Стир поблизу смт Зарічне було зафіксовано перевищення ГДК для біохімічного споживання кисню (1,4 ГДК), амонію сольового (1,3 ГДК) та загального заліза (2,1 ГДК). Аналогічні перевищення фіксувалися у 2017 році в районі водозабору РАЕС та нижче за течією в межах с. Сопачів [1].

Забруднення повітря спричинене як стаціонарними джерелами (вентиляційні системи, котли, дизельні генератори), так і транспортом. Протягом 2012–2016 років загальний обсяг викидів від РАЕС залишався стабільним, за винятком металів, сполук фтору та азоту, концентрація яких зростала.

Водночас у м. Вараш та Вараському районі зафіксовано поступове зменшення промислових викидів, без перевищення ГДК забруднюючих речовин.

У 2019 році сумарний індекс гранично допустимого рівня викидів радіонуклідів на Рівненській АЕС становив 0,804. Показник газоаерозольних викидів за групами радіоактивних елементів склав лише 0,23 % від встановленої норми, тоді як індекс за окремими радіонуклідами та їх групами дорівнював 0,80 % від допустимого значення [1].

Основне навантаження у контексті викидів несуть енергоблоки №1 та №2, що пояснюється їхнім довшим терміном експлуатації та значно більшим об'ємом повітря, що виводиться через вентиляційні системи, у порівнянні з блоками №3 та №4. Зокрема, через вентиляційні труби першого та другого енергоблоків викинуто у 5,02 рази більше повітря, ніж через відповідні системи енергоблоку №3, і у 4,13 рази більше, ніж через вентиляцію блоку №4.

Серед найбільш значущих радіонуклідів, що фігурують у складі викидів РАЕС, виділяється тритій (^3H), частка якого в загальному індексі викидів сягає 76,7%. Другу за значущістю групу становлять інертні радіоактивні гази — 19,3%. Ізотопи ^{137}Cs та ^{60}Co вносять у загальний індекс по 0,4 % та 3,1 % відповідно.

За даними соціально-гігієнічного дослідження, 64,4 % опитаних вважають екологічну ситуацію у місті «відносно благополучною», 29,2% – «неблагополучною», а 2,3 % – «вкрай неблагополучною». Мешканці міста Вараш більш позитивно оцінюють стан довкілля (76 %), ніж жителі сільської місцевості (51,5 %). Основними екологічними загрозами називають наслідки аварії на ЧАЕС та вплив РАЕС.

Жителі регіону вказують на зміни у водоймах:

- зменшення прозорості води (57,7 %);
- заболочення річок і озер (57,3 %);
- розмноження синьо-зелених водоростей (32,3 %);
- поява неприємного запаху і присмаку води (29,1 %).

Ці явища можуть бути спричинені як діяльністю РАЕС, так і іншими підприємствами, що здійснюють скиди у водні ресурси [1].

Контроль стану води та динаміка забруднення

РАЕС є найбільшим водоспоживачем регіону, використовуючи природні ресурси для технологічних процесів [2]. Основний внесок у забруднення річки Стир роблять рідкі скиди РАЕС, які на 96–98 % формуються промислово-зливною каналізацією (ПЗК).

Контроль якості води здійснюється відповідно до нормативних документів, зокрема ДВС-11 (затверджений МОЗ України у 2012 році). Динаміка індексу скидів свідчить про поступове зменшення забруднення: з 2,11% у 2011 році до 0,18 % у 2016 році, що є результатом реалізації Комплексної програми підвищення безпеки енергоблоків АЕС України.

Моніторинг води в зоні впливу РАЕС здійснюється у трьох точках:

- с. Маюничі (10 км вище за течією);
- нижче місця скиду ПЗК (1000 м);
- с. Сопачів (10 км вниз за течією).

Аналіз проб води за 2011–2016 роки показав, що максимальні концентрації радіонуклідів ^{60}Co , ^{131}I та ^{137}Cs не перевищували нормативів. Концентрації ^{60}Co і ^{137}Cs складали тисячні частки від ГДК, а ^{131}I – соті частки допустимого рівня [3].

Дебалансні води, що скидаються, містять широкий спектр радіонуклідів, таких як: ^3H , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{60}S

Особливий інтерес для вивчення представляє радіонуклід тритій (^3H). Він не затримується системами водоочищення станції, а тому з дебалансними водами надходить до р. Стир.

Тритій - радіоактивний ізотоп водню, є бета-випромінювачем, період його напіврозпаду – 12,32 роки. Маючи невелику енергію бета-частинок, при зовнішньому опроміненні організму не становить значної загрози. Однак, при попаданні в організм, здатний замінити водень, проникаючи у протоплазму клітин. При розпаді тритій переходить в інертний гелій, що у свою чергу посилює його біологічну дію. Органічно пов'язаний тритій є великою небезпекою, оскільки він довше затримується в організмі і з більшою ймовірністю призведе до порушення структури ДНК. Якщо тритієва вода

виводиться з організму людини за 10 -12 днів, то ОСТ виводиться з організму приблизно за рік.

Тритій природного походження утворюється у верхніх шарах атмосфери внаслідок взаємодії космічного випромінювання з атомними ядрами: аргону, водню, кисню та азоту. Практично весь природний тритій перетворюється на тритієву воду (НТО) і, надалі, приймає участь у кругообігу води, розподіляючись по різних середовищах (гідросфера, біосфера, атмосфера і т.д.).

Починаючи з 1960-х років, велика кількість ^3H утворилося в результаті випробовувань ядерної зброї в атмосфері, а також в результаті експлуатації атомних електростанцій. Результатом додаткового техногенного напрацювання тритію стало підвищення фонові активності ^3H в поверхневих водних об'єктах.

У середньому по Україні фонові активність тритію в поверхневих водах зараз становить близько 4-6 Бк/л [4]. Генерація тритію в теплоносії реактора типу ВВЕР відбувається в результаті вступу в реакцію літію (домішка гідроокису калію) та бору (у вигляді борної кислоти). Основний внесок (80 %) у напрацювання тритію дає реакція $^{10}\text{B}(n,2\alpha)^3\text{H}$ [5]. Дана реакція протікає у воді першого контуру, ТВЕЛлах і стрижнях регулювання. З ТВЕЛів і стрижнів регулювання тритій потрапляє в реакторну воду при порушенні герметичності їх оболонок, а також внаслідок дифузії через оболонки, або внаслідок витoku через не щільність різних пристроїв.

У 2010 р. у р. Стир, були визначені такі об'ємні активності тритію: 6,7 Бк/л до АЕС (контрольний стулок у с. Маневичі), 11,4 Бк/л після АЕС (контрольний стулок у с. Сопачов). Але, у ряді випадків, в одиничних вимірах були виявлені високі об'ємні активності тритію.

Максимальний вміст тритію у вихідному створі спостерігається в літню і осінньо-зимову пору (20-50 Бк / л), коли витрата води в річці мінімальна і, відповідно, відбувається мінімальне розведення скидів. В окремі періоди спостережень вміст тритію у воді на вихідному створі суттєво не змінювався і становив в середньому в осінньо-зимову пору 6 Бк/л, у літню -16 Бк/л, у весняну -8 Бк/л. Протягом 2010 року вміст тритію у воді на р. Стир до АЕС (с. Маневичі)

і в контрольному створі після АЕС (с.Сопачов) реєструвалося на рівні нижче 42,0 Бк/л [6].

Виходячи з сумарного скидання дебалансних вод в р. Стир у грудні, сумарної потужності скидання тритію та місячної витрати води в річці, можна оцінити об'ємну активність тритію на кордоні з іншими країнами. Вниз за течією відбувається розведення скидання приблизно 130 раз. У такому разі концентрація приблизно дорівнює 7 Бк/л, що приблизно в 2 рази перевищує фонові концентрації тритію для поверхневих вод України. Відсутність ставка-охолоджувача, як якогось бар'єру, куди можливе неконтрольоване скидання внаслідок надзвичайної ситуації на РАЕС, може призвести до надмірного підвищення тритію на прикордонних ділянках. У контексті транскордонного впливу Рівненської АЕС може відбуватися підвищення фонових значень радіонуклідів, у тому числі і ^3H , що також може призвести до погіршення якості води в р. Стир.

1.2 Опис Рівненської АЕС: режим роботи, технологічні особливості (карти, графік і т.д.)

Рівненська атомна електростанція розташована у місті Вараш Рівненської області, у західній частині Полісся, неподалік річки Стир. Вона стала першою в Україні атомною електростанцією, де впровадили енергетичні реактори водородяного типу ВВЕР-440. Схематична карта розташування РАЕС наведена на рис. 1.1. Зовнішній вигляд РАЕС наведено на рис. 1.2.

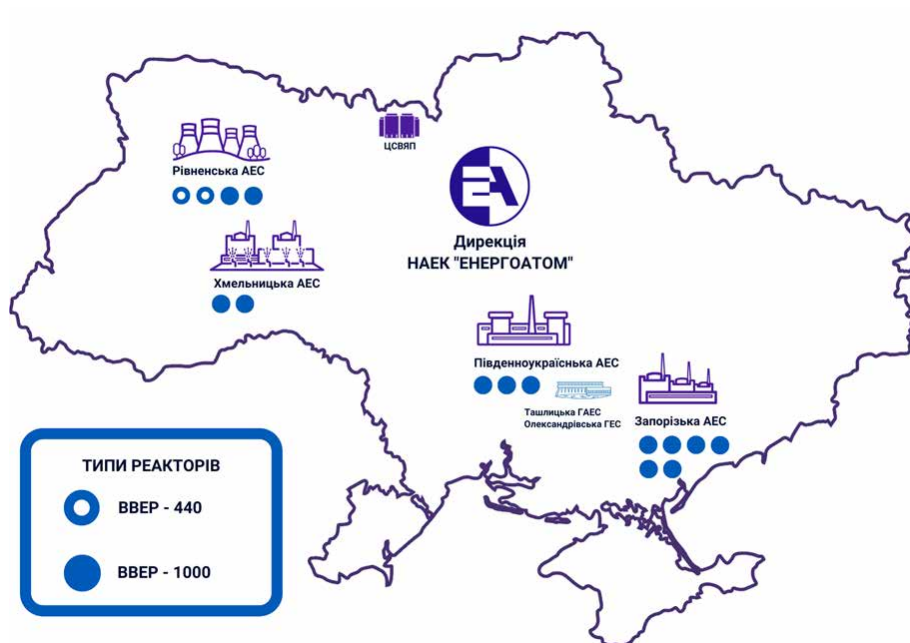


Рисунок 1.1. Схематична карта розташування РАЕС



Рисунок 1.2. Зовнішній вигляд РАЕС

Будівництво та введення в експлуатацію енергоблоків відбувалося поступово:

- 1980 рік – запуск першого енергоблоку (ВВЕР-440).

- 1981 рік – введення в експлуатацію другого енергоблоку (ВВЕР-440).
- 1986 рік – початок роботи третього енергоблоку (ВВЕР-1000).
- 1990 рік – Верховна Рада України ухвалила мораторій на будівництво нових АЕС.

- 1993 рік – відновлення будівельних робіт.
- Жовтень 2004 року – запуск четвертого енергоблоку (ВВЕР-1000).
- Квітень 2006 року – введення блоку №4 у промислову експлуатацію.

Завдяки запуску четвертого енергоблоку щорічне виробництво електроенергії на станції перевищило 17 мільярдів кВт·год, а в окремі роки досягало 19 мільярдів кВт·год.

Технологічні особливості

На Рівненській АЕС працюють чотири енергоблоки:

- Блоки №1 і №2 – реактори ВВЕР-440 (В-213) у окремих корпусах, парові турбіни К-220-44 та генератори ТВВ-220-2АУЗ у спільному турбінному корпусі. Кожен реактор має шість контурів теплоносія, які включають трубопровід, головний насос ГЦН-317 і парогенератор ПГВ-213.
- Блоки №3 і №4 – реактори ВВЕР-1000 (В-320) з чотирма контурами теплоносія, горизонтальними парогенераторами, паровими турбінами К-1000-60/3000 і генераторами ТВВ-1000-2УЗ. Кожен блок має окремі реакторний та турбінний корпуси.

Конструкція реакторів ВВЕР-1000, які експлуатуються на РАЕС, схожа на шість енергоблоків Запорізької АЕС – яка є найбільшою атомною електростанцією в Європі.

Активна зона кожного реактора розміщена у сталевому корпусі високого тиску зі стінками товщиною 20 см. Додатковий захист забезпечує залізобетонна конструкція.

Система охолодження

Для охолодження реакторів РАЕС використовує воду з річки Стир. Охолоджувальна інфраструктура включає шість градирень з природною тягою, кожна з яких має продуктивність 100 000 м³/год.

На випадок аварійного охолодження за відсутності зовнішнього електроживлення станція оснащена 14 дизель-генераторами (ДГ):

- Кожен енергоблок має по три власні ДГ.
- Два додаткові резервні ДГ розташовані на блоці №4.

Передача електроенергії

РАЕС підключена до національної електромережі через:

- 2 лінії потужністю 750 кВ
- 4 лінії потужністю 330 кВ
- 5 ліній потужністю 110 кВ

У грудні 2015 року завершено будівництво ЛЕП Рівне-Київ 750 кВ довжиною 353 км, що дозволило доставляти надлишкову електроенергію із заходу країни до енергодефіцитного центрального регіону.

Фінансування цього проєкту здійснювали:

- Європейський банк реконструкції та розвитку (ЄБРР)
- Європейський інвестиційний банк (ЄІБ) Сума виділених коштів склала 5,82 млрд грн (215 млн доларів США).

Ядерне паливо та його постачання

У межах стратегії диверсифікації джерел палива, Україна поступово переходить на тепловиділяючі збірки американської компанії Westinghouse:

- Липень 2021 року – перша партія (42 ТВЗ) для енергоблоку №3.
- 2022 рік – початок використання палива Westinghouse у ВВЕР-1000.
- 2023 рік – перше завантаження палива Westinghouse у ВВЕР-440.
- До 2026 року – повний перехід блоку №3 на паливо Westinghouse.
- 2024 рік – очікується завантаження перших 12 ТВЗ у реактор ВВЕР-440 блоку №2.

Малі модульні реактори (МРР) у майбутньому

У березні 2018 року НАЕК «Енергоатом» та Holtec International підписали меморандум про співпрацю у проєкті будівництва шістьох модульних реакторів SMR-160 на РАЕС. Це дасть змогу замінити два застарілі енергоблоки ВВЕР-440 у 2030-х роках.

У 2019 році створено тристороннє партнерство між НАЕК «Енергоатом», Holtec та ДНТЦ для реалізації цього проєкту.

Міжнародні оцінки та партнерство

Рівненська АЕС неодноразово проходила міжнародні перевірки:

- МАГАТЕ (місії OSART) – у 1988, 1996, 2003, 2008 роках.
- 2009 рік – успішний ресертифікаційний аудит компанії «TUV NORD».

Станція відповідає міжнародним стандартам:

- ISO 9001:2008 (система управління якістю).
- ISO 14001:2004 (екологічний менеджмент).

Підрядники та технічне обслуговування

- Westinghouse Electric (з 2020 року) – постачання палива для ВВЕР-440.
- General Electric (GE) Steam Power (2020 рік) – обслуговування генераторів.
- Українська компанія «Радій» (2017 рік) – цифрова система контролю.
- Київський інститут енергетичних проєктів (КІЕП) – інженерна підтримка та оцінка безпеки.
- Kalpataru Power Transmission (Індія) – будівництво ЛЕП 750 кВ.
- Dalekovod (Хорватія) – модернізація підстанції «Київська» [7,8].

Враховуючи високі вимоги до безпеки на атомних станціях, на РАЕС здійснюється регулярний моніторинг викидів радіоактивних речовин, як в атмосферу, так і в водні ресурси. Станція також здійснює контроль за якістю води та ґрунтів у навколишній місцевості, щоб уникнути забруднення та забезпечити безпеку для місцевого населення.

Одним із важливих аспектів є управління відходами, зокрема відпрацьованим ядерним паливом. Рівненська АЕС має систему безпечного зберігання відпрацьованого палива, яке зберігається в спеціалізованих басейнах для зберігання палива (БЗП) на території станції. Далі планується

транспортування відходів до сховищ для довготривалого зберігання чи подальшої переробки.

РОЗДІЛ 2. РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ҐРУНТУ І ГРИБІВ ЗА ОСТАННІ 15 РОКІВ НАВКОЛО СТАНЦІЇ

2.1. Характеристика ґрунтів біля Рівненської АЕС

В результаті діяльності ядерних об'єктів, зокрема атомних електростанцій, у навколишнє середовище вивільняються радіоактивні ізотопи, серед яких найнебезпечнішими є цезій-137 та стронцій-90. Ці радіонукліди мають тривалий період напіврозпаду, тому їхня присутність у навколишньому середовищі може мати довготривалі негативні наслідки. Потрапляючи до ґрунту, води та живих організмів, вони порушують екологічну рівновагу та можуть через харчові ланцюги впливати на здоров'я людини [9].

Рівненська атомна електростанція (РАЕС), розташована в північно-західній частині Рівненської області, у Вараському районі біля річки Стир, є об'єктом постійного моніторингу через свою екологічну важливість. Її діяльність прямо впливає на навколишнє середовище, а зокрема на стан ґрунтів у зоні спостереження (рис. 2.1).

Ґрунтовий покрив регіону відзначається великою різноманітністю. Тут присутні такі типи ґрунтів, як дерново-підзолисті, дернові, алювіальні, лугові, лугово-болотяні, торф'яністі, торф'яно-болотяні ґрунти та торфовища. Кожен із цих типів має власні фізико-хімічні властивості, які по-різному впливають на здатність до акумуляції радіонуклідів.

- Дерново-підзолисті ґрунти є найпоширенішими. Вони мають високу кислотність, бідні на гумус та поживні речовини, але добре утримують цезій та стронцій.

- Дернові ґрунти середньої родючості, часто використовуються у сільському господарстві, але теж здатні до помірного накопичення радіоактивних елементів.

- Алювіальні ґрунти формуються в низинах і є вологими, що сприяє рухливості радіонуклідів.
- Лугові та лугово-болотяні ґрунти мають високий ступінь зволоження, часто оглеєні, що погіршує аерацію і впливає на мобільність забруднень.
- Торф'янисті та торф'яно-болотяні ґрунти мають високу здатність акумулювати радіонукліди, що робить їх потенційно небезпечними з точки зору передачі радіації в біоту.

Ґрунти переважно кислі, що посилює процес накопичення радіоізотопів. Середньозважений показник забезпеченості гумусом становить лише 2,17 %, що свідчить про низьку родючість ґрунтів регіону, особливо у Поліській зоні. Такий стан ґрунтів ускладнює можливості сільськогосподарського використання територій та загрожує сталому розвитку лісових і лугових екосистем.

Важливою екологічною характеристикою є коефіцієнт переходу цезію-137 з ґрунту в рослини. Дослідження виявили суттєву варіативність цього показника [1]:

- 60 % агроландшафтів мають коефіцієнт 1–5 (Бк/кг)/(кБк/м²),
- 20 % територій — 5–20 (Бк/кг)/(кБк/м²),
- 9 % — 20–40 (Бк/кг)/(кБк/м²),
- 12 % — 40–190 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Ці значення свідчать про потенційно високу біологічну доступність радіонуклідів, особливо в заболочених та торф'яних умовах.

У зоні спостереження РАЕС виявлені несприятливі екзогенні геологічні процеси: карстоутворення, яружна і площинна ерозія, а також підтоплення, яке призводить до заболочування. Особливо небезпечним є розвиток карстових утворень на території міста Вараш і промислового майданчика станції. Щодо сейсмічних ризиків, вони пов'язані з розташуванням на Українському щиті, який хоч і є відносно стабільним, все ж вимагає постійного моніторингу з огляду на потенційну небезпеку.

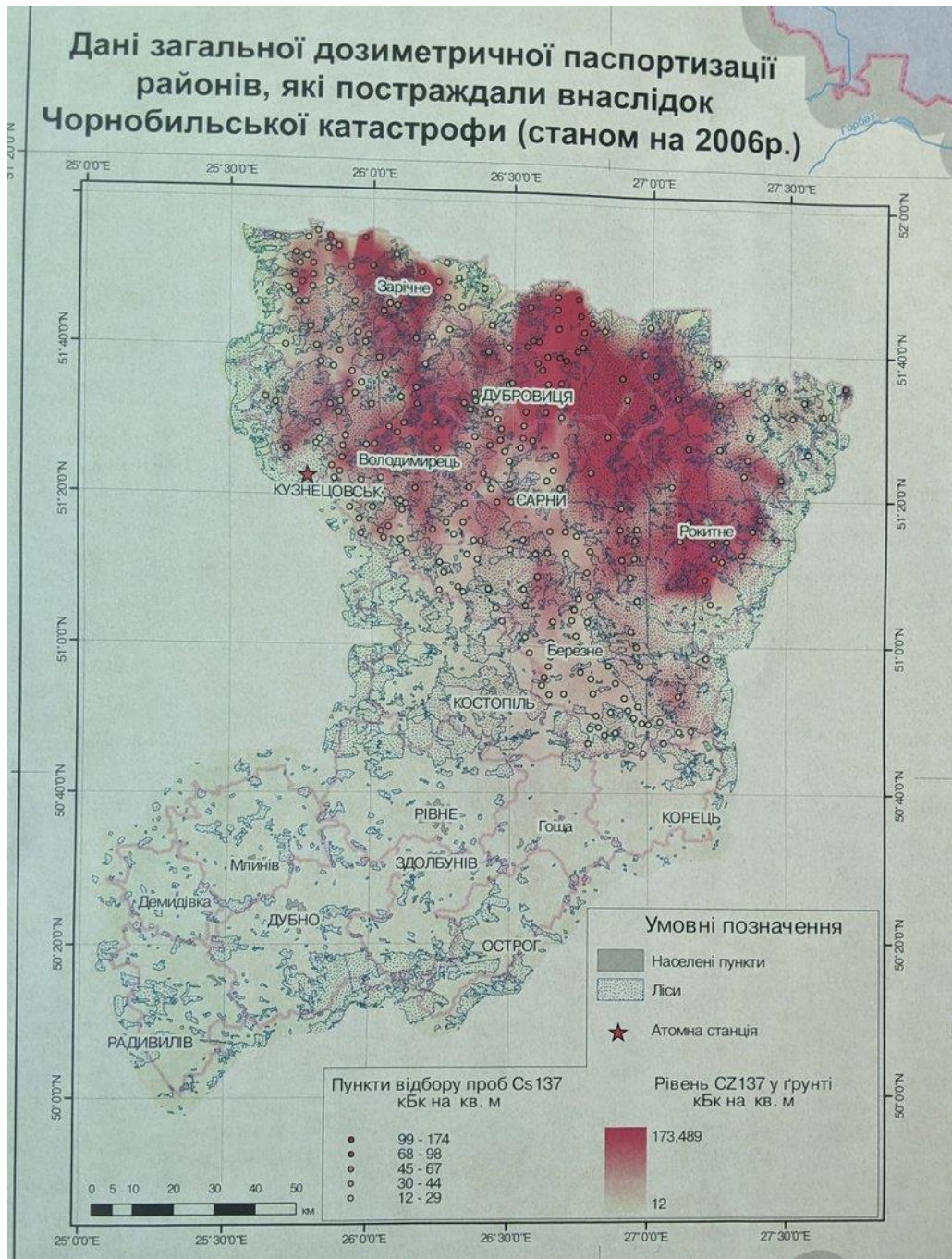


Рисунок 2.1. Дозиметрична паспортизація районів Рівненської області.

Дані радіаційного моніторингу поверхневого шару ґрунту у зонах довкола РАЕС засвідчують наступні рівні забруднення цезієм-137 [1]:

- у санітарно-захисній зоні (радіус 2,5 км) — 2250 Бк/м²,
- у зоні 2,5–10 км — 5340 Бк/м²,
- у межах 10–20 км — 6340 Бк/м²,

- на відстані понад 20 км — 5090 Бк/м².

Для порівняння, природний радіаційний фон у цьому регіоні коливається у межах 444–5070 Бк/м² [1]. Це означає, що на деяких ділянках території рівень забруднення суттєво перевищує природний фон, що вимагає постійної уваги з боку екологів та фахівців з ядерної безпеки.

2.2. Вплив діяльності Рівненської АЕС на якість грибів та рослин

Гриби особливо схильні до накопичення радіонуклідів завдяки своїй біології. Вони поглинають радіоактивні елементи через гіфи, які можуть проникати в ґрунт на глибину до десяти сантиметрів.

Гриби, такі як підберезники та білі гриби, можуть накопичувати високі рівні цезію-137, що робить їх небезпечними для споживання людиною. Оскільки гриби не мають системи очищення від радіоактивних елементів, вони можуть залишатися забрудненими ще довго після радіаційних подій [10]. Гриби мають здатність інтенсивно поглинати радіонукліди через гіфи, які проникають у верхні шари ґрунту (до 10 см). Найвищий рівень накопичення спостерігається у таких видах, як лисички, підосичники та масляки.

Вплив радіації на гриби є комплексним і включає такі аспекти:

- Зміни видової різноманітності. Деякі види грибів можуть стати більш стійкими до радіації, тоді як інші можуть зникнути або вимирати.
- Накопичення радіонуклідів. Гриби поглинають радіоактивні елементи з ґрунту, що може робити їх небезпечними для споживання, особливо в забруднених районах.
- Зміни в екосистемних процесах. Радіація може змінювати взаємодію грибів з іншими компонентами екосистеми, зокрема з деревами та ґрунтовими мікроорганізмами, що впливає на розклад органічних матеріалів і кругообіг поживних речовин.

- Вплив на мікоризу. Радіаційне забруднення може порушити симбіотичні відносини між грибами і рослинами, що позначається на харчуванні рослин та їх здатності адаптуватися до стресових умов .

Фактори накопичення радіонуклідів у грибах:

- Тип ґрунту. Гриби, які виростають на ґрунтах з високим вмістом органічних речовин (наприклад, на болотах), здатні накопичувати більше радіонуклідів через більшу здатність ґрунту утримувати ці елементи.
- Вид гриба. Різні види грибів мають різну здатність накопичувати радіонукліди. Наприклад, підберезники та білі гриби мають більшу здатність накопичувати цезій-137 порівняно з іншими видами.
- Сезонність. Концентрація радіонуклідів у грибах може змінюватися протягом року, досягаючи найвищих рівнів в певні сезони, залежно від біологічних циклів і погодних умов.

Накопичення цезію-137 у грибах є серйозною проблемою, оскільки цей елемент накопичується в організмі людини, особливо в м'язовій тканині, що може спричиняти хронічні захворювання, зокрема онкологічні хвороби, проблеми з щитоподібною залозою та серцево-судинними захворюваннями [11, 12].

Роль грибів у перенесенні радіонуклідів у лісових екосистемах залишається недостатньо вивченою, зокрема через обмежені дані щодо кількісного співвідношення біомаси міцелію та плодових тіл грибів на різних ділянках лісів. Згідно з науковими оцінками, вміст радіонукліду цезію-137 у грибному міцелії може становити від 10 до 63 % загального його запасу в ґрунті. Це свідчить про те, що участь грибів у біогеохімічному кругообігу ^{137}Cs значно переважає внесок, який забезпечують вищі рослини — якщо частка цезію-137 у рослинах становить лише приблизно 10 %, то в грибах вона сягає до 70 %.

За даними дослідників концентрація ^{137}Cs у грибах може варіюватися в межах від 2,7 до 23,5 % від загального вмісту цього радіонукліда у лісовій екосистемі. Причому переважна частина активності (90–95 %) припадає саме на

міцелій, а не на плодові тіла, в яких залишається лише 5–10 % від загальної кількості [13].

Гриби за здатністю до накопичення радіоактивних елементів умовно розділяють на чотири категорії:

1. Сильні акумулятори – до них належать польський гриб, маслюк, моховик жовто-бурий та горькушки. Ці види здатні накопичувати надмірну кількість цезію-137 у плодових тілах, тому їх споживання не рекомендоване.

2. Гриби з високим рівнем накопичення – вовнянка, зеленка, сиріжка, грузді (справжній і чорний), ковпак кільчастий, рижик. Їх можна збирати лише на територіях, де щільність забруднення ґрунтів не перевищує 1 Кі/км², та за умови обов'язкового радіологічного контролю.

3. Види з середнім рівнем накопичення – лисички, рядовки, білі гриби, підберезовики, підосиновики. Їх допускається збирати в регіонах з рівнем забруднення цезієм-137 до 2 Кі/км², також із обов'язковим контролем радіації.

4. Слабоакумулюючі види – осінні опеньки, строкатий гриб-парасолька, перловий дощовик. Їхнє збирання дозволяється в подібних умовах — за рівня забруднення ґрунту до 2 Кі/км², із проведенням контролю на вміст радіонуклідів.

Слід зазначити, що деякі грибні види здатні накопичувати надмірні кількості ¹³⁷Cs навіть на територіях, які вважаються відносно чистими. Гранично допустимі рівні вмісту цезію-137 становлять: для свіжих грибів — 370 Бк/кг, для сушених — 2500 Бк/кг, для лісових ягід — 185 Бк/кг.

Макроміцети, що зростають у лісових масивах, становлять не лише цінне джерело харчових продуктів, але й є головними елементами лісових біогеоценозів. Вони беруть активну участь у життєвих процесах цих екосистем, зокрема — у міграції речовин, включаючи радіонукліди.

Дослідження рівнів радіоактивного забруднення лісових територій Рівненської області виявило, що понад половина (56,2 %) лісових площ мають щільність забруднення, що перевищує 1 Кі/км². Радіаційне навантаження розподілене нерівномірно по території області. Зокрема:

- близько 44 % лісових насаджень мають забруднення до 1 Кі/км²,
- 32 % — у межах 1,1–2,0 Кі/км²,
- 23 % — в діапазоні 2,1–5,0 Кі/км²,
- і лише 1 % площі — з рівнем забруднення 5,1–10,0 Кі/км².

Ці дані свідчать про значну варіативність радіоекологічної ситуації в межах області, що вимагає диференційованого підходу до використання лісових ресурсів, зокрема грибів [14].

Ліси Волинської області, яка межує з Рівненщиною, зазнали меншого радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Природно-кліматичні умови Волинського Полісся сприяють розвитку лісової рослинності: тут переважає вологий клімат, ґрунти характеризуються невисокою родючістю, а значна частина території зайнята заболоченими та перезволоженими землями. Така специфіка середовища зумовила домінування субборових трофотопів (їх частка коливається від 39 до 48 %), сугрудових (27,1–38,6 %) і борових (16,6–20%).

У суборах і сугрудах переважають вологі гігротопи, а сумарна площа сирих і мокрих типів вологозабезпечення в межах області сягає 23,3 %. Для порівняння, у Рівненській області цей показник становить 25,6 %. Такий рівень зволоженості та типи ґрунтів відіграють важливу роль у формуванні екологічних умов для зростання макроміцетів і впливають на процеси міграції радіонуклідів у лісових екосистемах [15]. Кліматичні й ґрунтові умови Полісся, зокрема у Волинській області, створюють оптимальне середовище для зростання широкого спектра їстівних грибів, які є типовими для регіону дослідження. До них належать білий гриб, лисички, моховики, сиріжки, рядовки, хрящі-молочники, польський гриб та інші.

Оцінювання здатності грибів акумулювати радіонуклід ¹³⁷Cs з ґрунту здійснюється за допомогою двох основних показників.

Перший — це коефіцієнт накопичення (КН), який є відношенням питомої активності ¹³⁷Cs у грибі (Бк/кг) до питомої активності цього радіонукліда в ґрунті (Бк/кг).

Другий — коефіцієнт, що визначає перехід (КП), що визначається як відношення питомої активності ^{137}Cs у грибах (Бк/кг) до щільності забруднення цього ґрунту цим радіонуклідом (кБк/м²), і вимірюється в м²/кг × 10⁻³.

Функціональна роль грибів у біогеохімічних процесах лісових екосистем полягає в накопиченні значної частини радіонуклідів у своїй біомасі, швидкому розкладі органічного опаду, що активізує обіг мінеральних елементів і ^{137}Cs у системі «ґрунт – гриби», та передачі радіоактивних елементів рослинам, які перебувають із грибами в симбіотичних зв'язках.

На інтенсивність поглинання ^{137}Cs плодовими тілами істотно впливають трофічні характеристики і рівень зволоження ґрунтів. Для оцінки накопичення цього радіонукліда часто використовують саме коефіцієнт переходу. На основі багаторічних спостережень усі гриби поділяють на чотири групи за ступенем здатності поглинати ^{137}Cs :

- I група — види з низькою здатністю до накопичення (КП < 5): приклад — опеньок справжній.
- II група — помірні акумулятори (КП від 5 до 20): лисички, білі гриби, підберезовики, рядовка фіолетова.
- III група — гриби з високою здатністю до накопичення (КП 20–50): моховик жовто-бурий, козляк, гірчак, велика зелена сиріжка.
- IV група — надсильні акумулятори (КП > 50): до цієї категорії належать найбільш небезпечні з точки зору радіоактивного забруднення види.

Установлено, що в умовах сухих борових екосистем навіть гриби, які зазвичай мають слабку або помірну здатність до накопичення радіонуклідів, можуть містити концентрації ^{137}Cs , які перевищують допустимі нормативи. Уже при рівні забруднення ґрунту 37 кБк/м² (що відповідає 1,0 Кі/км² — мінімальне значення для визнання території постраждалою внаслідок аварії на ЧАЕС згідно із законодавством України), у плодових тілах таких грибів виявляються перевищення значень, дозволених нормами ДГН-2006.

Таким чином, у сухих лісах Полісся, де рівень забруднення ґрунтів радіонуклідами становить 0,5–1,0 Кі/км², допускається заготівля лише тих видів

грибів, які характеризуються низьким або середнім рівнем накопичення ^{137}Cs . А от збір грибів, що належать до груп із високим і дуже високим рівнем акумуляції радіонуклідів, у таких умовах є недоцільним через ризик перевищення гігієнічних нормативів щодо вмісту радіоактивних речовин.

На території північних районів Рівненської області основним чинником зовнішнього опромінення населення залишається радіоактивне забруднення ґрунтів. Доза зовнішнього опромінення безпосередньо залежить від рівня щільності радіонуклідів у ґрунтовому покриві. Однією з актуальних екологічних проблем для місцевих жителів залишається споживання продуктів лісового походження, зокрема грибів.

Через високу природну врожайність їстівних грибів у лісах регіону та з огляду на давні кулінарні традиції місцевого населення, їхнє вживання залишається поширеним. Однак це сприяє потраплянню радіонуклідів в організм людини, формуючи дозу внутрішнього опромінення, яка в деяких випадках може перевищувати безпечні межі, встановлені нормативними документами [15]. Інтенсивність поглинання радіонукліду ^{137}Cs плодовими тілами грибів суттєво зростає на вологих і малородючих ґрунтах у порівнянні з більш сухими та багатими на поживні речовини. На цей процес впливає цілий комплекс чинників: фізико-хімічні характеристики ґрунту, рівень радіоактивного забруднення, гідрологічний режим території, погодні умови, а також видовий склад грибної флори [13].

Усвідомлення ролі макроміцетів як важливих елементів у перенесенні радіонуклідів трофічними ланцюгами з природних екосистем до організму людини стало поштовхом до активного розвитку досліджень у сфері лісової радіоекології. Одним із важливих напрямів таких досліджень стало вивчення міжвидових відмінностей у здатності грибів акумулювати ^{137}Cs , а також аналіз екологічних умов, які впливають на їх просторове поширення та рівень накопичення радіонуклідів.

За результатами наукових спостережень встановлено, що навіть для одного виду гриба коефіцієнт переходу ^{137}Cs може змінюватися у надзвичайно широких межах — до 200 разів — залежно від типу ґрунту, на якому він зростає [13].

Незважаючи на певні рекомендації щодо безпечного споживання їстівних грибів, складна ситуація з радіоактивним забрудненням лісів, їхня мозаїчність, а також неможливість ефективного зниження рівнів радіонуклідів у плодових тілах грибів чи проведення повноцінного радіологічного контролю кожної партії зібраної продукції — істотно ускладнюють практичне впровадження таких рекомендацій.

Соціально-економічні проблеми, включно з відсутністю стабільного працевлаштування у сільській місцевості, сприяють масовому збиранню грибів як для власного споживання, так і з метою продажу. Хоча гриби і не є основною складовою щоденного раціону більшості мешканців, високий рівень вмісту радіонуклідів у них робить цю продукцію істотним джерелом формування внутрішнього опромінення.

У деяких населених пунктах, розташованих поблизу лісових масивів, частка грибів у структурі надходження радіонуклідів до організму людини разом з іншими продуктами харчування може сягати до 65 %. Зростання радіаційного навантаження через споживання грибів змусило населення зменшити обсяги їх заготівель.

Водночас, за результатами багаторічних досліджень, встановлено, що з точки зору радіоакмулюючих властивостей, білі гриби та лисички належать до групи слабких або помірних накопичувачів ^{137}Cs , тоді як сиріжки — незалежно від виду — характеризуються високою здатністю до поглинання цього радіонукліду [13]. У багатьох дослідженнях спостерігається значне коливання коефіцієнта переходу цезію-137 у гриби, навіть на обмежених територіях одного екотопу. Відомо, що близько 50% золи грибів складає калій, який є аналогом цезію-137. Завдяки цим біологічним особливостям гриби здатні накопичувати значно більшу кількість радіонуклідів, ніж вищі рослини. Так, концентрація цезію-137 у грибах може бути в 20 разів і більше вищою, ніж у ґрунті, і в тисячі

разів перевищує його вміст у деревині. Що стосується стронцію-90, гриби мають значно меншу здатність до його накопичення, а інтенсивність переходу стронцію-90 з ґрунту в гриби виявляється в 90-400 разів нижчою, ніж для цезію [15,16].

Дослідження показали, що в шапках грибів концентрація радіонуклідів в 1,5-2 рази вища, ніж у ніжках, що особливо помітно у грибів з добре розвиненими ніжками, таких як білий гриб, підберезовики, підосиновики та польський гриб. Різниця в рівнях цезію-137 між молодими і старими грибами не є чітко вираженою. Однак, з огляду на те, що в процесі росту грибів інтенсивність накопичення різних елементів збільшується, рекомендується збирати молоді гриби, оскільки в старих можуть накопичуватися отруйні речовини [13].

Допустимий рівень вмісту цезію-137 у грибах становить 500 Бк/кг для свіжих і 2500 Бк/кг для сушених. Із часом кількість радіонуклідів у грибах змінюється. На території Рівненської області найвищий рівень накопичення цих елементів фіксувався у період 1989–1992 років. У подальші роки спостерігалось поступове зменшення вмісту радіонуклідів у деяких видах грибів [14]. Протягом останніх чотирьох років рівень переходу цезію-137 у деякі види грибів, зокрема вовнянки, опеньки, масляки та чорні грузді, зменшився у 1,5–2 рази. Водночас у сирожках, рядовках, польських грибах і зеленушках показники накопичення радіонуклідів залишилися майже незмінними з 1993 року. Однак спостерігається зростання здатності до поглинання радіонуклідів у свинушок, лисичок і підберезовиків.

Гриби безпечно збирати лише в тих лісових ділянках, де щільність забруднення ґрунту цезієм-137 не перевищує 2 Кі/км². Інформацію про допустимі території збору можна отримати в місцевих лісгоспах, лісництвах і районних санепідемстанціях. До того ж у друкованих виданнях періодично з'являються спеціалізовані карти грибних районів.

За понад три десятиліття після катастрофи на ЧАЕС радіаційна ситуація в лісових масивах суттєво покращилася: триває фізичний розпад радіоактивних елементів, вони все більше закріплюються в ґрунті, зменшуючи свою здатність

до міграції. Це сприяє стабілізації радіаційного фону й дозволяє більш зважено підходити до використання лісових ресурсів і ведення лісового господарства. Зокрема, Рівненська обласна СЕС провела 26 593 дослідження за допомогою гамма-спектрометрії та радіометрії [14].

Щороку в Україні фіксуються смертельні випадки внаслідок отруєнь грибами. Особливо турбує стабільно високий рівень таких випадків і тенденція до зростання смертності, включаючи випадки серед дітей. Згідно з багаторічними даними Міністерства охорони здоров'я, найбільше отруєнь припадає на кінець літа та початок осені.

Переважає більшість отруєнь спричинена вживанням отруйних грибів, таких як бліда поганка, мухомори, несправжні опеньки, деякі види дощовиків та навіть печериці, які часто помилково сприймають за їстівні. Також є випадки отруєнь навіть справжніми їстівними грибами, що пов'язано з неправильним зберіганням або обробкою.

Фахівці настійливо не радять вживати гриби дітям до 8 років, а також вагітним і жінкам, які годують грудьми. Найбільш поширеною причиною смертельних наслідків є запізніле звернення до лікаря.

Станом на 28 вересня 2018 року в Рівненській області було зареєстровано 240 випадків отруєння неїстівними грибами, з них 60 – серед дітей. Внаслідок отруєнь померли 38 осіб, серед яких 17 дітей. А вже до 1 листопада того ж року кількість випадків зросла до 281, з яких 127 були серед дітей, а загальна кількість летальних випадків склала 82, включаючи 18 дітей [16]. Для порівняння з попередніми роками, дані за 2015 рік свідчать про подібно тривожну ситуацію з отруєннями грибами. Так, станом на 28 вересня 2015 року в Україні було зафіксовано 205 випадків отруєнь, з яких 48 – серед дітей. Внаслідок отруєнь померли 28 осіб, включаючи 6 дітей.

Такі цифри підтверджують постійну небезпеку, яку становлять дикорослі гриби, особливо при неправильному їх розпізнаванні чи приготуванні. Це ще раз підкреслює важливість обережного підходу до збору грибів і своєчасного звернення по медичну допомогу у разі отруєння [16]. Переважає більшість

випадків отруєнь грибами відбувається випадково: люди впевнені, що вживають їстівні гриби, але помиляються. Такі отруєння часто мають «сімейний» характер, коли страждають одразу кілька членів родини. Симптоми зазвичай проявляються у проміжку від 30 хвилин до 24 годин після споживання грибів. Вони значно важчі за типові харчові отруєння й можуть ускладнюватися в разі вживання алкоголю.

У зв'язку з тим, що цьогорічна осінь прогнозується як сприятлива для росту грибів, Міністерство охорони здоров'я України вживає активних заходів для запобігання зростанню випадків отруєнь та смертності. Це включає регулярне інформування населення, широку роз'яснювальну кампанію, яку проводять органи державної санітарно-епідеміологічної служби та інші установи.

Варто зазначити, що боротьба з отруєннями грибами — не лише медична проблема. Вона потребує спільних зусиль медиків, органів влади, громадськості та засобів масової інформації. Саме останні можуть зробити великий внесок у зменшення ризиків, поширюючи інформацію про небезпеки та правила безпечного збору грибів.

Фахівці МОЗ розробили спеціальні рекомендації для грибників, які базуються на багаторічних дослідженнях і практичному досвіді. Зокрема, враховується тип лісорослинних умов під час визначення максимально допустимих рівнів радіоактивного забруднення ґрунту для збору певних видів грибів.

Згідно з проведеними розрахунками, допустимий рівень щільності забруднення ґрунту цезієм-137 для безпечного збору лисичок у свіжих сугрудах становить 85 кБк/м^2 ($2,3 \text{ Кі/км}^2$), а в свіжих суборах — лише 17 кБк/м^2 ($0,5 \text{ Кі/км}^2$). Встановлено тісний кореляційний зв'язок між рівнем радіоактивного забруднення ґрунту та питомою активністю цезію-137 у плодових тілах грибів, при цьому коефіцієнти кореляції варіювалися від 0,71 до 0,92. Це дозволяє не лише оперативно оцінювати рівень забруднення різних складових екосистем, а й здійснювати довгострокове прогнозування. Отже, з'являються нові можливості

для стратегічного планування лісогосподарської діяльності на рівні окремих підприємств.

Значне забруднення лісів північних районів Рівненської області суттєво обмежило їх використання та негативно вплинуло на соціально-психологічний стан місцевого населення. Лісові екосистеми залишаються джерелом постійного надходження радіонуклідів до лісової продукції. Варто зазначити, що за однакових рівнів забруднення радіонукліди накопичуються у грибах та ягодах у десятки разів більше, ніж у сільськогосподарській продукції. Було встановлено, що доза опромінення від вживання лісових продуктів перевищує в 2–5 разів дозу, яку формують продукти сільського господарства.

Ці фактори обумовлюють необхідність науково обґрунтованого підходу до використання дикорослих грибів у регіоні. Такий підхід дозволяє мінімізувати радіаційне навантаження на населення, яке проживає в постраждалих районах.

Найбільш напружена екологічна ситуація спостерігається в лісових масивах Рокитнівського, Дубровицького та Сарненського районів, де зафіксовано підвищений рівень радіаційного забруднення. Попри те, що Березнівський район має відносно низький рівень забруднення радіонуклідами, площа його забруднених лісів становить 54 % від загальної території лісових угідь району.

Поява в біосфері продуктів радіоактивного ділення та їх подальше включення в харчові ланцюги призвели до того, що радіонукліди почали проникати в організми рослин, тварин і людини, спричиняючи додаткове опромінення. Радіоактивні елементи можуть бути присутні у повітрі, яким ми дихаємо, у воді, яку споживаємо, чи у продуктах харчування. Перш ніж потрапити до організму людини, ці речовини проходять складний шлях через різні компоненти навколишнього середовища.

РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОБ ҐРУНТУ, РОСЛИН І ГРИБІВ НА ВМІСТ В НИХ 137 CS ТА 40 К. ПРОВЕДЕННЯ ДОЗИМЕТРИЧНИХ ТА ГАММА СПЕКТРОМЕТРИЧНИХ ВИМІНЮВАНЬ.

3.1 Оцінка вмісту гамма-радіонуклідів в у ґрунті.

В межах дипломної роботи було проведено дослідження зразків ґрунту взятих поруч з Рівненської АЕС. На карті відмічено місця відбору проб ґрунту та рослин (Рис. 3.1)



Рисунок 3.1 Візуальне зображення ділянок відбору проб ґрунту, рослин і грибів з використанням Google Earth [17]

Відбирання цих проб ґрунту навколо Рівненської АЕС зумовлено необхідністю оцінити екологічний стан та виявити наслідки діяльності станції. Це дозволяє провести моніторинг наявності радіоактивних речовин у ґрунті, які можуть становити небезпеку для довкілля та здоров'я населення [25].

Таблиця 3.1 Відомості про розташування точки відбору проби

Номер проби	Координати точки відбору проби	Віддаленість точки від АЕС (м)
1	51° 19' 57'' Пн 25° 52' 47'' Сх	700
2	51° 19' 03'' Пн 25° 54' 36'' Сх	500
3	51° 19' 58'' Пн 25° 54' 18'' Сх	450

Вибір саме трьох точок відбору спрямоване на те, щоб отримати дані з різних ділянок – поблизу станції, так і в більш віддалених зонах. Це дає можливість порівняти рівні можливого забруднення. (Рис. 3.2, 3.3, 3.4).



Рисунок 3.2 Відбір першої проби ґрунту



Рисунок 3.3 Відбір другої проби ґрунту



Рисунок 3.4 Відбір третьої проби ґрунту

Відбір проб ґрунту проводиться з метою контролю вмісту елементів ^{40}K та ^{137}Cs . При відборі проб було дотримано наступні методичні вказівки:

1. Очищення від листя, гілок та каменів;
2. Викопування углиблення на 20 см та формування середньої проби методом конверта;
3. Вага однієї проби ґрунту становить орієнтовно 1,5 кг;
4. Поміщення проби в поліетиленовий мішок із підписом номера проби та місця, де вона була проведена.

Дослідження проб проводиться з використанням спектрометра СЕГ- 001 «АКП-С» - 63 (рис. 3.5). Прилад застосовується при визначенні кількісного та якісного складу γ -випромінюючих радіонуклідів в пробах харчових продуктів, будівельних матеріалів в навколишньому середовищі (при дослідженні рослин, ґрунту та водойми) та радіаційних відходах. При виготовленні детектору використовуються кристали хімічного чистого NaI, активованого талієм (ТІ) [18].



Рис 3.5 Вигляд спектрометра СЕГ- 001 «АКП - С» - 63 виробництва НВП «Атомкомплексприлад» (Київ)

Після відбору проб ґрунту в поліетиленовому мішку, його було висушено при кімнатній температурі. До того як ґрунт переноситься до тари, пуста тара зважується. Висушені зразки були відібрані від рослинних решток, подрібнені та просіяні через сито. (рис. 3.6, 3.7)



Рисунок 3.6 Відбирання рослинних решток від зразка ґрунту

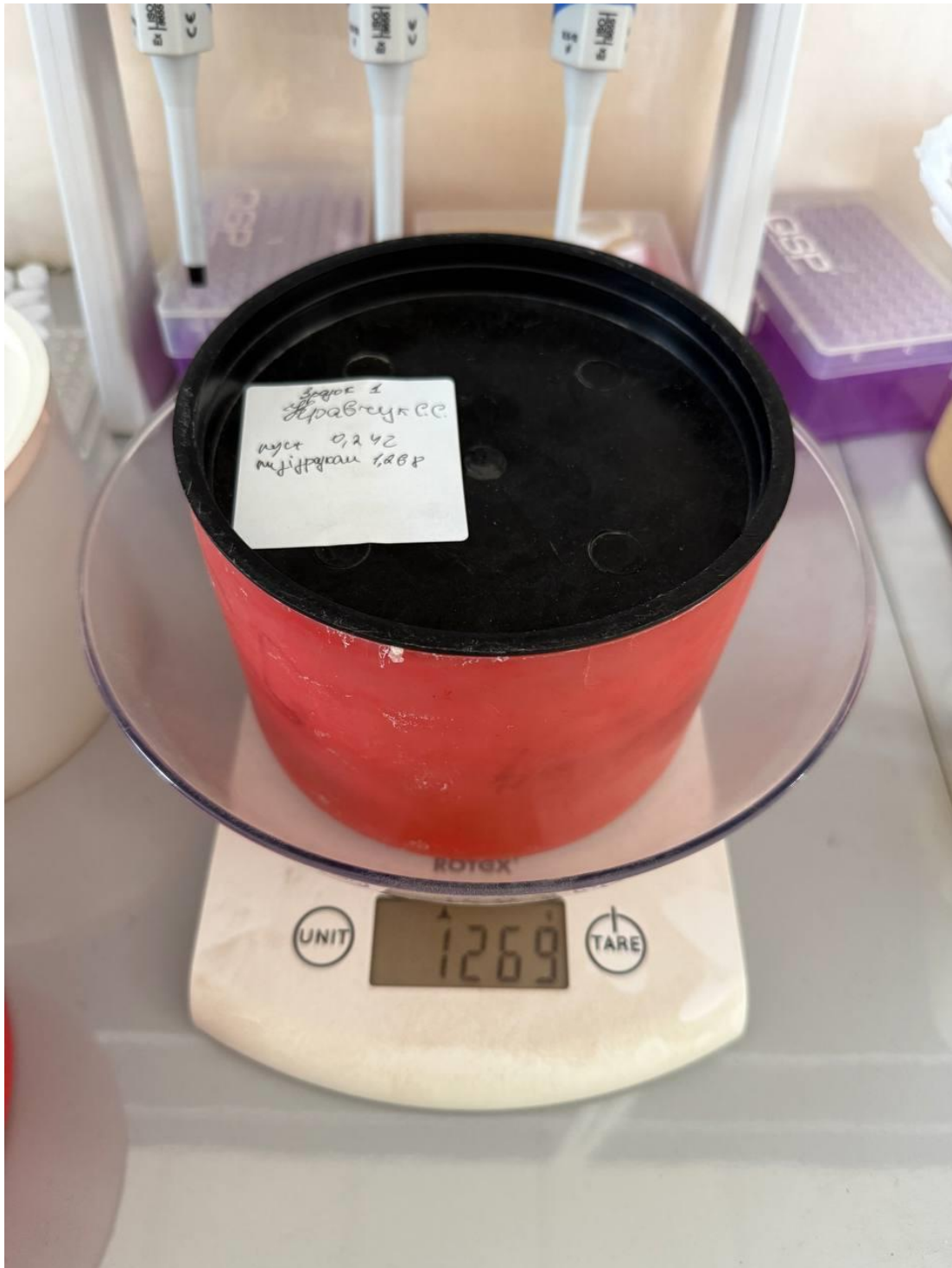


Рисунок 3.7 Зважування проби ґрунту

Після просіювання, ґрунт переноситься в тару, зважується початкова вага і вираховується різниця, дані вносять до таблиці. (табл. 3.2)

Таблиця 3.2 Вага проб для дослідження

Номер проби	Пуста ємність (кг)	Ємність з пробою (кг)	Вага проби (кг)
1	0,242	1,270	1,028
2	0,235	1,628	1,393
3	0,246	1,345	1,129

Результати вимірювання спектрометром 3 досліджуваних проб. (табл. 3.3 – 3.5), (рис. 3.8 – 3.10)

Таблиця 3.3 Виявлені радіонукліди в ґрунті першої точки відбору, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	69.163	8.36	1.179
2	Cs-134	0.000	0.00	1.305
3	K-40	81.031	37.93	17.451
4	Ra-226	0.000	0.00	5.551
5	Th-232	2.701	147.40	2.370

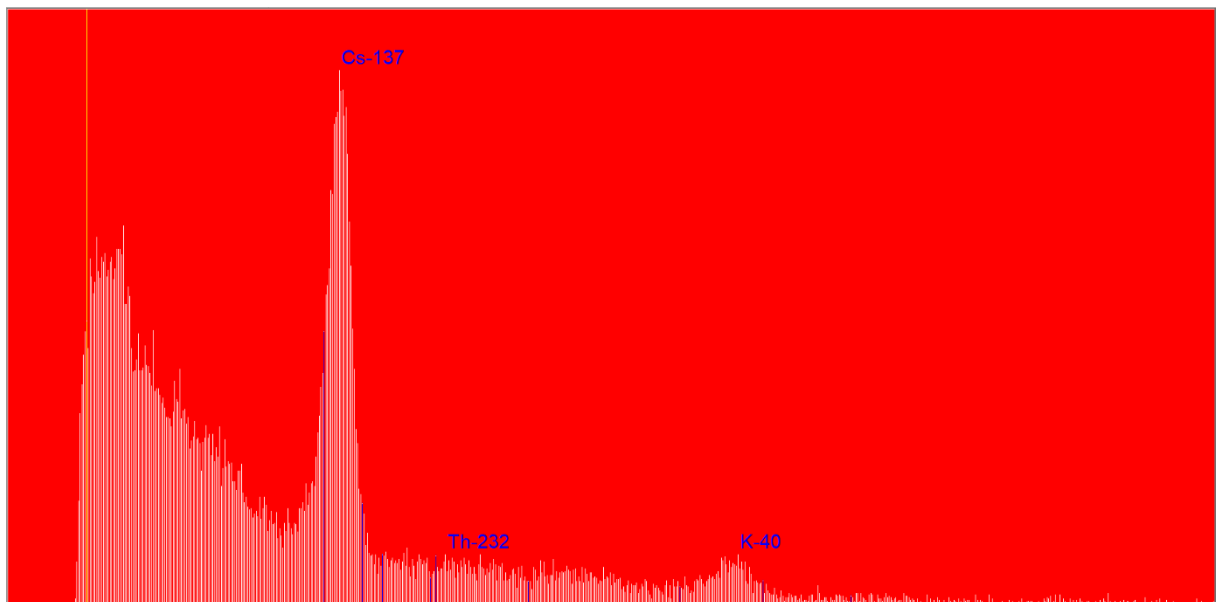


Рисунок 3.8 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в ґрунті 1 точки відбору

За результатами досліджень встановлено, що питома активність цезію-137 в пробі ґрунту, відібраної в першій точці, є середньою та становить 69.163 Бк/кг

та не перевищує допустимі рівні забруднення. У пробі присутній також калій-40 з активністю 81.031 Бк/кг. Торій-232 виявлений у невеликій кількості – 2.701 Бк/кг.

Таблиця 3.4 Виявлені радіонукліди в ґрунті другої точки відбору, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	121.034	6.90	0.531
2	Cs-134	0.000	0.00	0.572
3	K-40	74.372	24.17	7.724
4	Ra-226	0.000	0.00	2.460
5	Th-232	6.184	45.53	1.042

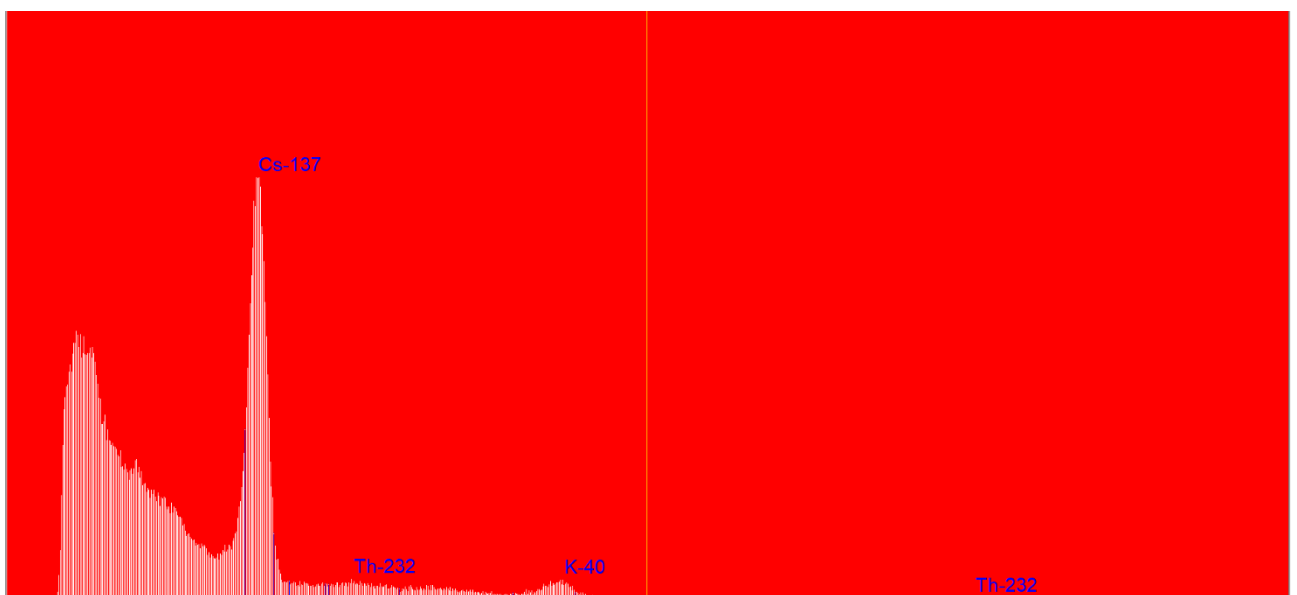


Рисунок 3.9 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в ґрунті 2-ої точки відбору

У цій пробі зафіксовано найвищу питому активність Cs-137 (121.034 Бк/кг), що може свідчити про техногенне джерело радіоактивного забруднення поблизу станції. Радіонукліди K-40 (74.372 Бк/кг) і Th-232 (6.184 Бк/кг) також присутні, але у не великій кількості.

Таблиця 3.5 Виявлені радіонукліди в ґрунті третьої точки відбору, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	11.275	22.40	1.134
2	Cs-134	0.000	0.00	1.162
3	K-40	93.446	32.09	16.289
4	Ra-226	0.000	0.00	5.254
5	Th-232	7.771	59.56	2.198

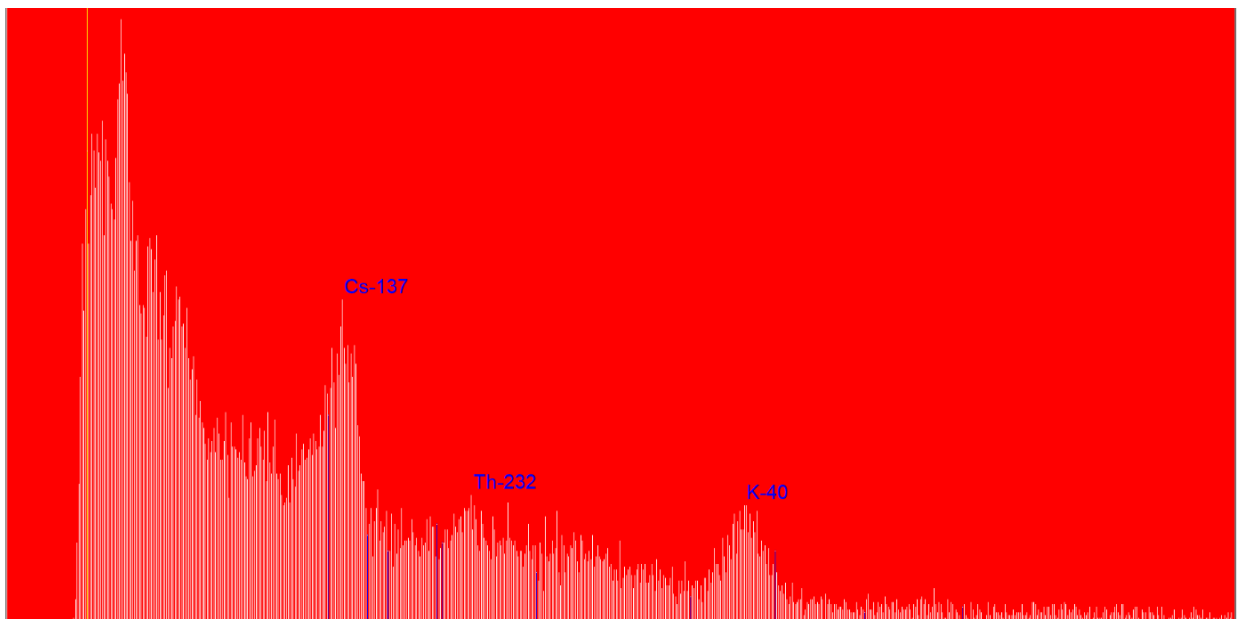


Рисунок 3.10 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в ґрунті 3-ої точки відбору

Ця проба має найнижчий рівень питомої активності Cs-137 - лише 11.275 Бк/кг, що свідчить про відсутність будь-якого додаткового радіоактивного навантаження. Водночас, вміст калію-40 (93.446 Бк/кг) та торію-232 (7.771 Бк/кг) є найвищим серед усіх проб.

Загалом, отримані результати свідчать, що у всіх відібраних зразках ґрунту питома активність ^{137}Cs та ^{40}K не перевищують допустимих рівнів радіонуклідів (табл 3.6.).

Таблиця 3.6 Вміст ^{40}K та ^{137}Cs в досліджуваних пробах

Радіонуклід	Проба 1	Проба 2	Проба 3
^{137}Cs	69.163 Бк/кг	121.034 Бк/кг	11.275 Бк/кг
^{40}K	81.031 Бк/кг	74.372 Бк/кг	93.446 Бк/кг

3.2 Відбір проб рослин та дослідження питомої активності ^{40}K та ^{137}Cs

Для оцінки радіоекологічної ситуації навколо РАЕС також було проведено відбір проб рослинності в досліджуваних точках [19].

Об'єктами дослідження обрано мох та листя дерев/чагарників, оскільки їх можна вважати біоіндикаторами, які ефективно відображають рівень забруднення.

Мох, завдяки відсутності кореневої системи та високій сорбційній здатності, є чутливим індикатором атмосферних випадінь. Листя, своєю чергою, також активно поглинає радіоактивні елементи з атмосферних опадів.

Таблиця 3.7 Виявлені радіонукліди в пробах моху першої точки відбору, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	354.208	14.42	13.113
2	Cs-134	0.000	0.00	14.042
3	K-40	410.958	121.00	194.00
4	Ra-226	0.000	0.00	57.917
5	Th-232	97.72	97.72	26.167

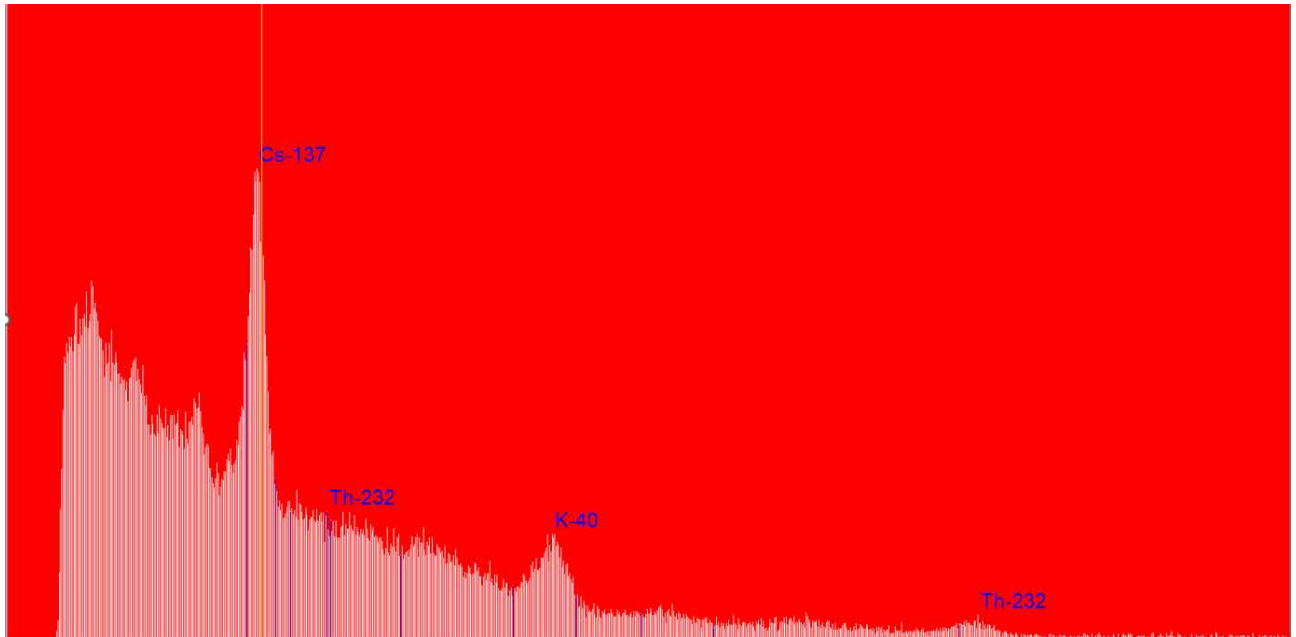


Рисунок 3.11 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в моху 1 точки відбору

Проведення гамма-спектрометричного аналізу відібраних проб моху виявили значну питому активність радіонукліду Cs-137, що становить 354.208 Бк/кг, що перевищує допустимі рівні забруднення (300 Бк/кг). Це свідчить про наявність радіоактивного забруднення, ймовірно, як наслідок глобального випадання після Чорнобильської катастрофи або ж в результаті діяльності Рівненської АЕС. Були ще ідентифіковані радіонукліди: К-40 з активністю 410.958 Бк/кг та Th-232 з активністю 97.72 Бк/кг.

Таблиця 3.8 Виявлені радіонукліди в пробах листя 1 точки відбору, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	61.823	65.02	6.974
2	Cs-134	0.000	0.00	8.023
3	К-40	0.000	0.00	116.923
4	Ra-226	0.000	0.00	34.554
5	Th-232	127.20	127.2	15.123

Дослідження проб листя за допомогою гамма-спектрометрії виявило присутність радіонукліда Cs-137 з питомою активністю 61.823 Бк/кг. Виявлені рівні активності вказує на відсутність додаткового радіоактивного навантаження на біооб'єкти. Також в пробі ідентифіковано радіонуклід Th-232 з активністю 127.20 Бк/кг.

3.3 Вміст ^{40}K та ^{137}Cs в грибах, зібраних поблизу Рівненської АЕС

Гриби є невід'ємною частиною раціону харчування багатьох людей, особливо в регіонах з розвиненим лісовим господарством та традиціями збирання дикорослих плодів [20].

Однак, у зонах, що потенційно перебувають під впливом радіаційного забруднення, зокрема навколо атомної електростанції, гриби можуть служити ефективним акумуляторами радіонуклідів.

При виконанні дипломній роботі визначали вмісту гамма-випромінюючих радіонуклідів у популярних їстівних видах грибах – польський гриб, масляки, підберезник та білий гриб, що були відібраних у лісових масивах навколо Рівненської АЕС (табл. 3.9-3.12) (рис. 3.12-3.15).

Таблиця 3.9 Виявлені радіонукліди в пробі польського гриба, їх активність,

МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	12509.092	10.06	27.155
2	Cs-134	0.00	0.00	28.350
3	K-40	1538.636	49.30	389.500
4	Ra-226	121.636	168.60	114.682
5	Th-232	149.500	128.70	54.136



Рисунок 3.12 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в пробах польського гриба

Аналіз проби польського гриба, відібраної поблизу РАЕС, виявив надзвичайно високе радіоактивне забруднення, яке в 5 разів перевищує допустимі рівні забруднення сухих грибів [21],[24]. Зокрема, питома активність Cs-137 становить 12509.09 Бк/кг, що є критично високим показником для їстівних грибів. Окрім того, у грибах виявлені К-40 з активністю 1538.636 Бк/кг, а також Ra-226 та Th-232, хоча останні два з високими похибками вимірювання.

Ці дані підтверджують факт, що польський гриб є потужним біоаккумулятором Cs-137.

Таблиця 3.10 Виявлені радіонукліди в пробі маслюків, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	5970.588	13.32	180.471
2	Cs-134	0.000	0.000	174.471
3	K-40	0.000	0.000	3057.647
4	Ra-226	0.000	0.000	741.765
5	Th-232	0.000	0,000	342.235

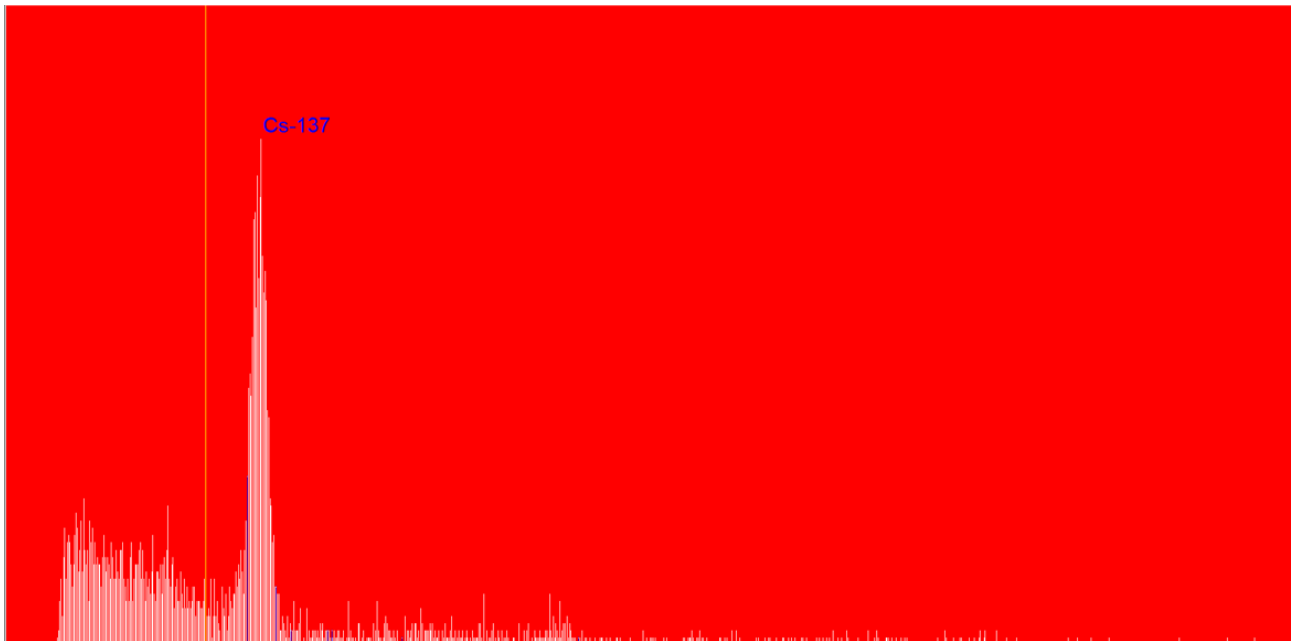


Рисунок 3.13 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів пробі маслюків

Радіологічний наліз пробі маслюків також виявив радіоактивне забруднення Cs-137, питома активність якого становила 5970.588 Бк/кг. Хоча це менше, ніж у польському грибі, така концентрація все ще є критично високою і суттєво перевищує допустимі рівні для сухих грибів (2500 Бк/кг). Проте, у даному зразку маслюків не було виявлено такі радіонукліди, як К-40, Ra-226, Th-232. Накопичення Cs-137 маслюками підтверджує їхню роль як біоаккумуляторів і підкреслює ризик споживання грибів із забруднених територій [24].

Таблиця 3.11 Виявлені радіонукліди в пробі підберезника, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	946.923	15.92	55.000
2	Cs-134	0.000	0.000	55.000
3	К-40	1181.154	94.35	777.692
4	Ra-226	0.000	0.000	248.231
5	Th-232	0.000	0.000	109.346

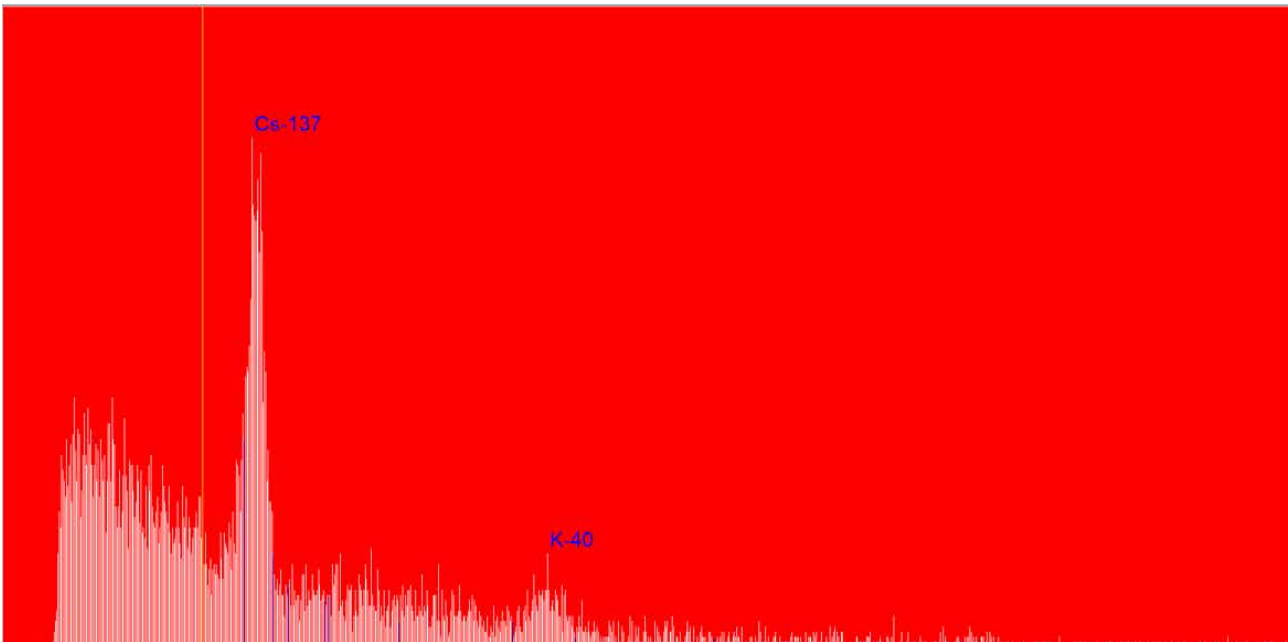


Рисунок 3.14 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів і пробі підберезника

Результати досліджень показали, що питома активність Cs-137 у пробі підберезника становить 946.923 Бк/кг і не перевищує допустимі рівні радіоактивного забруднення для вживання грибів. У пробі також виявлено К-40 активністю 1181.154 Бк/кг [23], [24].

Аналіз проби білого гриба виявив його підвищене радіоактивне забруднення Cs-137. Питома активність становила 4116.111 Бк/кг, що значно перевищує безпечні рівні для споживання. Радіонукліди К-40, Ra-226, Th-232, не були виявлені на рівні, що перевищує мінімально детектувальну активність.

Таблиця 3.12 Виявлені радіонукліди у пробі білого гриба, їх активність, МДА

№	Нукліди	Акт. (Бк/кг)	Погр. (%)	МДА (Бк/кг)
1	Cs-137	4116.111	13.88	152.778
2	Cs-134	0.000	0.000	162.722
3	К-40	0.000	0.000	2452.222
4	Ra-226	0.000	0.000	626.111
5	Th-232	0.000	0.000	289.000

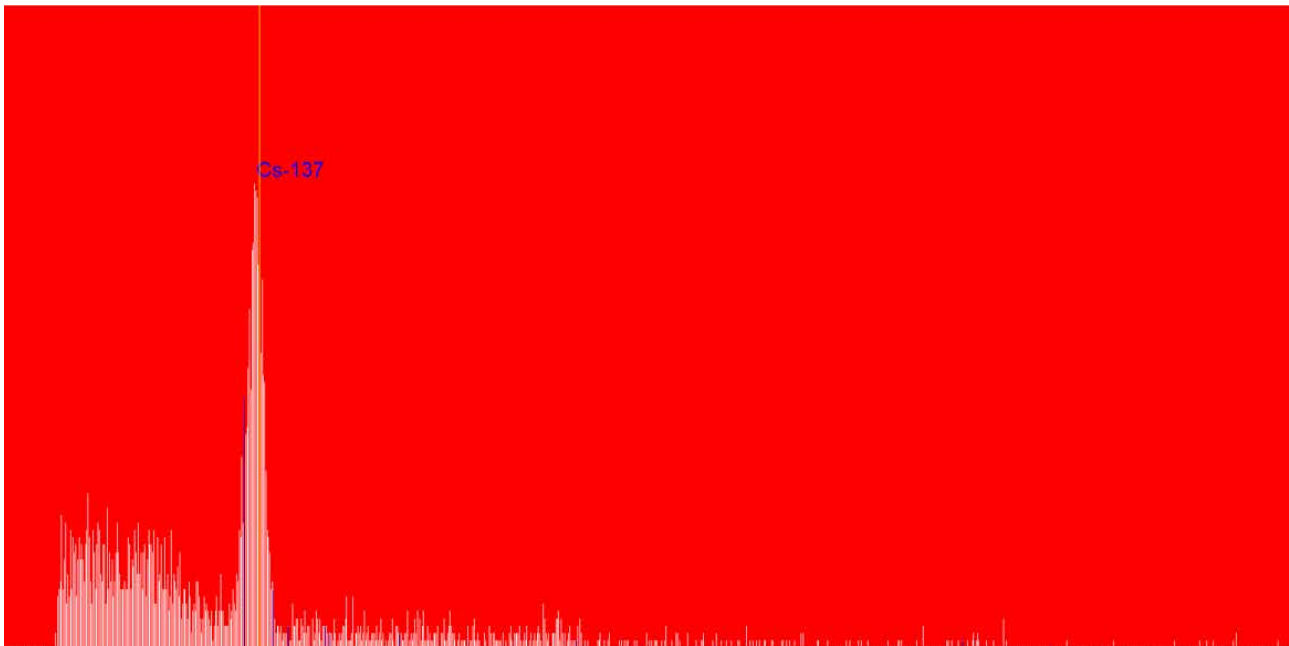


Рисунок 3.15 Спектр гама-випромінювання радіонуклідів в пробі білого гриба

Таким чином, проведені дослідження сучасної радіаційної ситуації на території навколо Рівненської АЕС, встановили, що ґрунти у всіх точках відбору не є радіоактивно забрудненими. При цьому питома радіоактивність моху та листя не перевищує допустимих рівнів забруднення для рослин. В той же час, рівні забруднення більшості відібраних грибів перевищують встановлені норми. Так, питома активність польського гриба в 5 разів перевищують значення допустимих рівнів, а радіоактивність відібраних проб маслюків та білих грибів коливається в межах 4000-5900 Бк/кг, що в два рази вище допустимих рівнів.

Виявлена залежність свідчить, що імовірно основною причиною підвищеної радіоактивності грибів є радіоактивне забруднення територій внаслідок Чорнобильської катастрофи, оскільки ґрунти у всіх точках відбору не можна вважати радіоактивно забрудненими, проте гриби, забрані на цій території, є радіоактивно забрудненими. Таким чином можна припустити, що діяльність Рівненської АЕС не створює додаткового радіаційного навантаження на навколишнє середовище та не має негативних наслідків на загальну радіаційну ситуацію м. Вараш.

ВИСНОВКИ

1. Рівненська АЕС здійснює радіаційний і екологічний моніторинг у зоні свого впливу відповідно до встановлених регламентів. Аналіз за останнє десятиліття свідчить про дотримання встановлених нормативів щодо концентрації радіонуклідів у повітрі та воді. Особливо помітне зниження спостерігається для інертних радіоактивних газів, довгоживучих радіонуклідів та йодовмісних ізотопів.

2. За останні роки рівень забруднення водних ресурсів значно знизився, але особливу увагу все ще привертає тритій, який не затримується системами очищення води і потрапляє до річки Стир, іноді перевищуючи фонові рівні в 2-3 рази.

3. З'ясовано, що у відібраних поряд з Рівненською АЕС зразках ґрунту, найвищу радіоактивність ^{137}Cs (121.034 Бк/кг) має проба з другої точки відбору, де більшістю представлені чагарники. Такий рівень питомої активності ґрунту свідчить, що дана територія не піддається додатковому радіоактивному навантаженню. Поряд з цим, ґрунти з першої та третьої точок відбору характеризувалися ще нижчою радіоактивністю.

4. Дослідження проб рослин (мох та листя) показало, що зразки моху мають підвищену радіоактивність за ^{137}Cs , яка становить 354.208 Бк/кг. Дане значення питомої активності незначно перевищує допустимі рівні забруднення рослин (300 Бк/кг). Слід відмітити, що у зразках листя не виявлено перевищень допустимих рівнів забруднення радіонуклідами.

5. Гриби здатні інтенсивно накопичувати радіонукліди, зокрема цезій-137, через особливості своєї біології та умов зростання. Найвищі рівні забруднення спостерігаються у грибах, що ростуть на вологих, малородючих ґрунтах, типових для Полісся.

6. Проведене дослідження по визначенню радіоактивності різних видів грибів (польський, маслюк, підберезник і білий гриб) показало, що найвищу питому активність ^{137}Cs в 12 509.092 Бк/кг має польський гриб. Встановлене значення показника в 5 разів перевищує допустимі рівні радіоактивного

забруднення сухих грибів (2500 Бк/кг). Проби маслюків і білого гриба також мають підвищені рівні питомої активності цезію-137, а саме 5970.588 Бк/кг та 4116.111 Бк/кг, відповідно, що перевищує допустимі значення майже в 2 рази. Поряд з цим не виявлено перевищень радіоактивного забруднення проб підберезника, питома активність якого складає 946.923 Бк/кг.

7. Результати проведено дослідження можуть свідчити, що діяльність Рівненської АЕС не впливає на радіаційну ситуацію м. Варащ, а виявлене перевищення питомої активності цезію-137 деяких видів грибів може бути спричинене наслідками саме Чорнобильської катастрофи.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Прилипко В. А. Вплив діяльності Рівненської АЕС на природне та соціальне середовище зони спостереження. Проблеми радіац. медицини та радіобіології : зб. наук. пр. Київ, 2019. Вип. 24.
2. Рівненська АЕС. Енергоблок №4. ОВНС. Фізико - географічна та кліматична характеристика району та майданчика енергоблока. 38.903.201.001.OB02. в 2 т. Київ: КІЕП, 2003. С.158
3. Василенко В. В., Нечаєв С. Ю., та ін.. Результати комплексного радіаційно-гігієнічного моніторингу окремих населених пунктів радіоактивно забруднених територій Рівненської області у 2017 р. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. Київ, 2018. Вип. 23. С. 139–152.
4. Коваленко Г.Д. Радіоекологія України: Монографія. 3-є вид., Перероб. та дод. Харків: ВД «Інжек», 2013. 344 с.
5. Коваленко Г.Д. Накопичення і міграція тритію в районах розташування АЕС з реакторами ВВЕР. *Ядерна і радіаційна безпека*. Харків, 2004. № 2. С. 47–53.
6. Жегуліна Ю.Н., Коваленко Г.Д. Оцінка впливу Рівненської АЕС на радіоекологічний стан ріки Стир у транскордонному контексті. *Екологія*. Харків:ХНУ ім.Каразіна, 2015. Вип 43.
7. Рівненська АЕС. Режим доступу: <https://www.uatom.org/zagalni-vidomosti/diyuchi-aes-ukrainy/rivenska-aes> (дата звернення 28.03.25)
8. Rivne Nuclear Power Plant, Ukraine. Режим доступу: <https://www.power-technology.com/projects/rivne-nuclear-power-plant-rivne-ukraine/?cf-view> (дата звернення 01.04.25)
9. Гук О. С., Коваль В. П. Механізми впливу радіації на лісові ресурси та їхня безпечність для споживання. Журнал екологічних досліджень. Київ, 2021. Випуск 12(4), С.35–47.
10. Проект з оцінки радіоактивного забруднення лісових екосистем. Женева: UNEP. Режим доступу: <https://www.unep.org> (дата звернення 01.04.25)

11. Ландін В.П.. Особливості відновлення лісокористування в лісах, забруднених радіонуклідами. Науковий вісник НЛТУ України. Львів, 2013. Т. 11, №23. С. 1–3.
12. Супрун Л. І., Щербак П. О. Радіаційне забруднення грибів: екологічні та санітарні аспекти. Харків, 2021.
13. Орлов О. О., Курбет Т. В., Короткова О. З., Краснов В. П. Акумуляція ^{137}Cs дикорослими грибами та ягодами в лісах Полісся України. Проблеми екології лісів і користування на Поліссі України : збірник. Житомир, 2010. С. 44–53
14. Гущук В.І., Сачук Р.М. Оцінка радіоактивного забруднення продуктів харчування рослинного та тваринного походження в північних районах Рівненської області. Ветиренарна біотехнологія. Випуск 26. Київ, 2016. С. 62-68
15. Мельник В. Й., Сакова Т. І. Акумулявання цезію-137 грибами на радіоактивно забруднених територіях Рівненщини. Матеріали VI Всеукраїнської науково-практичної конференції «Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів – 2020». Рубіжне, 2020. С. 98-99
16. Доповіді про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області (в 1995 – 2018 рр.) Рівне : Державне управління екологічної безпеки в Рівненській області, 1996-2019.
17. Google Earth. Режим доступу: <https://earth.google.com/web/@51.32758237,25.89130075,194.37431801a,7488.98495988d,30y,360h,0t,0r/data=CgRCAggBMikKJwolCiExdUhCemxHTVBweHhXc3A4YnNqUEYtbVpINlgtUtlcy0gAToDCgEwQgIIAEoICIKextQBEAE> (дата звернення 16.05.2025 р.)
18. Прикладна спектометрія йонізуючих випромінювань: Навчальний посібник. Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2008. С.296
19. Вплив діяльності Рівненської АЕС на природне та соціальне середовище зони спостереження. Режим доступу: https://radiationproblems.org.ua/24_2019/NRCRM_2019_Paper_8.pdf (дата звернення 22.05.2025 р.)

20. Радіобіологічне забруднення природи. Режим доступу : <https://ru.osvita.ua/vnz/reports/ecology/21414/> (дата звернення 22.05.2025 р.)
21. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення №116. Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.6.5.061-2000 від 12.07.2000 р.
22. В.А. Гайченко, І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, В.О. Кічно, М.М. Лазарєв Практикум з радіобіології та радіоекології: навчальний посібник. 2014. С.257
23. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення : Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000)
24. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи. ГН 6.6.1.1-130-2006. Наказ МОЗ України від 03.05.2006. № 256
25. Краснов В.П. радіоекологія лісів Полісся України. Житомир.Волинь. 1999. С. 212