

УДК 504.064.3:574:630\*2477.42  
DOI <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.141.2.9>

## РАДІОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

**Романчук Л.Д.** – д.с.-г.н.,

професор кафедри екології та природоохоронних технологій,  
Державний університет «Житомирська політехніка»

**Ковальова С.П.** – к.с.-г.н.,

завідувачка відділу тваринництва та екологічної безпеки земель і якості продукції,  
Інститут сільського господарства Полісся  
Національної академії аграрних наук України

**Можарієвська І.А.** – к.с.-г.н.,

доцент кафедри здоров'я природи та якості харчових ресурсів,  
Державний університет «Житомирська політехніка»

**Устименко В.І.** – д.філос.,

доцент кафедри екології та природоохоронних технологій,  
Державний університет «Житомирська політехніка»

**Буднік І.П.** – к.с.-г.н.,

викладач,  
Малинський фаховий коледж

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС радіоактивному забрудненню були піддані значні території Українського Полісся. Тому глобальною проблемою у лісових екосистемах є реабілітація радіоактивно забруднених земель та збереження і відтворення ґрунтів. При виконанні досліджень використовували загальноприйняті методи.

Дослідженнями було доведено, що забруднена внаслідок аварії на ЧАЕС територія дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» Житомирського обласного комунального агролісогосподарського підприємства «Житомироблагроліс» Житомирської обласної ради характеризується нерівномірним радіологічним забруднення ґрунтів із нерівномірним розподілом. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  варіювала у широких межах – від 49,95 до 367,04  $\text{кБк}/\text{м}^2$  (1,35–9,92  $\text{Ки}/\text{км}^2$ ), а  $^{90}\text{Sr}$  – від 1,55 до 4,48  $\text{кБк}/\text{м}^2$  (0,042–0,121  $\text{Ки}/\text{км}$ ). Гамма-фон на обстежуваних ділянках лісорослинних умов залежав не тільки від випромінювань штучними радіонуклідами, але й від природних радіонуклідів і знаходився у межах 22–47  $\text{мкР}/\text{год}$ .

Результати агрохімічних досліджень ґрунтів кварталів лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 показали, що усі ґрунти були бідними по вмісту поживних речовин. Вміст азоту знаходився у межах 30,18–55,34  $\text{мг}/\text{кг}$  і відповідав дуже низькому ступеню забезпечення. Вміст гумусу на усіх досліджуваних ділянках також був дуже низьким і знаходився на рівні та 0,26–0,45 %.

Забезпеченість ґрунтів рухомим фосфором та обмінним калієм по групах лісорослинних умов знаходилася на низькому та середньому рівні забезпеченості і знаходився у межах від 34,00 до 58,79  $\text{мг}/\text{кг}$  та від 34,60 до 60,00  $\text{мг}/\text{кг}$  ґрунту відповідно по елементах.

Кислотність ґрунтів на досліджуваних виділах кварталів груп лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 варіювала у широких межах – від 4,03 до 5,03 од. рН, тобто від дуже сильно-кислих (< 4,1) до середньокислих (4,6–5,0).

Результатами досліджень встановлено, що вміст важких металів, а саме плумбуму, кадмію, цинку, купруму у обстежених ґрунтах був значно нижче ГДК.

У результаті досліджень встановлено, що обстежувані ґрунти за своїм хімічним складом відповідають типовим лісовим ґрунтам Полісся.

**Ключові слова:** екосистема, біорізноманіття, моніторинг, важкі метали, радіонукліди, методи дослідження.

**Romanchuk L.D., Kovalova S.P., Mozharivska I.A., Ustyenko V.I., Budnik I.P.**  
**Radiological monitoring of forest ecosystems of Zhytomyr Polissya**

*As a result of the Chernobyl nuclear power plant accident, significant areas of Ukrainian Polissya were exposed to radioactive contamination. Therefore, the rehabilitation of radioactively contaminated lands and the preservation and restoration of soils are a global problem in forest ecosystems.*

*The aim of the work was to obtain the results of the current radiological-toxicological and agrochemical state of the soils of the forest fund on the example of the territory of State Enterprise Korosten Forestry agro-industrial complex. To obtain practical significance for the further monitoring system in forest ecosystems, which can serve as the basis for creating an appropriate database on the state of pollution of forests in the conditions of Zhytomyr Polissya.*

*When conducting the research, generally accepted methods and research methods were used.*

*The research proved that the territory of the SE "Korosteni forestry AIC, contaminated as a result of the Chernobyl accident, is characterized by uneven radiological contamination of the soil with uneven distribution. The density of soil contamination with  $^{137}\text{Cs}$  varied within wide limits – from 49.95 to 367.04 kBq/m<sup>2</sup> (1.35–9.92 Ci/km<sup>2</sup>), and with  $^{90}\text{Sr}$  – from 1.55 to 4.48 kBq/m<sup>2</sup> (0.042–0.121 Ci/km). The gamma background in the surveyed areas of forest vegetation conditions depended not only on radiation from artificial radionuclides, but also on natural radionuclides and was within 22–47  $\mu\text{R/h}$ .*

*The results of agrochemical studies of soils of forest-vegetation blocks A1, A2, B1, B2 showed that all soils were poor in terms of nutrient content. The nitrogen content was within 30.18–55.34 mg/kg and corresponded to a very low level of provision. The humus content in all studied areas was also very low and was at the level of 0.26–0.45 %.*

*The availability of soil with mobile phosphorus and exchangeable potassium by forest vegetation conditions groups was at a low and medium level of availability and ranged from 34.00 to 58.79 mg/kg and from 34.60 to 60.00 mg/kg of soil, respectively.*

*The acidity of the soils in the studied sections of the blocks of forest vegetation conditions groups A1, A2, B1, B2 varied within wide limits – from 4.03 to 5.03 pH units, i.e. from very strongly acidic (< 4.1) to moderately acidic (4.6–5.0).*

*The results of the research showed that the content of heavy metals, namely lead, cadmium, zinc, and copper in the surveyed soils was significantly below the maximum permissible concentration.*

*As a result of the research, it was found that the chemical composition of the surveyed soils corresponds to typical forest soils of Polissya.*

**Key words:** *ecosystem, biodiversity, monitoring, heavy metals, radionuclides, research methods.*

**Постановка проблеми.** Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) стала найбільшою техногенною катастрофою, яка суттєво змінила радіаційну ситуацію на території країн колишнього Радянського Союзу та Європи [1]. Лісові масиви стали одними з найбільш постраждалих типів ландшафту, з більш ніж 20–30 % вищим рівнем радіоактивного забруднення порівняно з відкритою місцевістю [2].

У результаті радіоактивного забруднення постраждало 14,5 млн га землі, включаючи 1,23 млн га лісових угідь, що становить 39 % державного лісового фонду України на початок 1990-х років. Радіоактивне забруднення  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті на рівні понад 37 кБк/м<sup>2</sup> була зафіксована на 60 % лісових територій Житомирської області [3].

Ліси Житомирської області також характеризувалися найвищими максимальними показниками забруднення в північних її регіонах. Зокрема, в Народицькому та Коростенському районах лісові господарства мали щільність радіоактивного забруднення ґрунту понад 555 кБк/м<sup>2</sup> на площі 14,9 тис. га та 14,2 тис. га відповідно. В Коростенському лісовому господарстві щільність радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  становила понад 1480 кБк/м<sup>2</sup> на площі 4,5 тис. га [4]. Рівень радіоактивного забруднення ґрунту поступово знижувався в напрямку на захід та південь, найбільш суттєве зменшення спостерігається в південному напрямку.

Таким чином, радіоактивні випадіння в лісових екосистемах мають високоградієнтний та мозаїчний характер, що призводить до неоднорідного розподілу радіонуклідів на території [5]. Одним із чинників, які впливали на формування радіоактивного забруднення лісових екосистем, були метеорологічні умови такі як, напрям та швидкість вітру, які могли сприяти переміщенню радіоактивних речовин у певному напрямку. Окрім того, важливу роль у взаємодії радіоактивних речовин з лісовою біотою відіграли фізико-хімічні властивості цих речовин, які залежали від їх хімічного складу та способу викиду [6].

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** Радіологічний моніторинг лісових екосистем є важливим напрямом досліджень, особливо в контексті наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Наукові розвідки проведені після аварії на ЧАЕС заклали основи радіоекології лісових екосистем. Вчені зосередилися на вивченні міграції довгоживучих та екологічно небезпечних радіоізотопів, таких як  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , у лісових екосистемах, впливу іонізуючого випромінювання на компоненти екосистем та розробці методів реабілітації забруднених територій. Дослідження Ландіна В.П., Захарчука В.А. показали, що радіонукліди можуть мігрувати через трофічні ланцюги, впливаючи на різні рівні екосистеми. Напрацювання Краснова В.П. довели, що радіоактивний цезій та стронцій можуть накопичуватися в грибах, ягодах та інших дикорослих рослинах, що становить значний ризик для здоров'я людей, які їх споживають. Науковець обґрунтував, що радіоекологічний стан лісів Полісся України має високий рівень забруднення радіонуклідами, що потребує постійного моніторингу та вивчення наслідків радіоактивних викидів на територію цих екосистем [9]. Берковський В., Ратія Г., Бончук Ю. поділяють схожу думку, наполягаючи на необхідності постійного радіологічного моніторингу після значних викидів радіонуклідів у довкілля.

Заслужують на увагу наукові доробки Vambol S., Alqahtani F., Todorov Dolchinkov N., Pyas M., Yeremenko S., Sydorenko V., Mishchenko I., Melnyk V., Dzhulai O., у яких вчені розглядають наслідки для довкілля лісових пожеж, які відбуваються на радіоактивно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях. Математичне моделювання міграції  $^{137}\text{Cs}$  у лісових екосистемах Українського Полісся було проведено Ковальчуком А.М., Красновим В.П., Левицьким В.Г. Роль мікоризоутворюючих грибів у міграції та накопиченні радіонуклідів, а також практичні підходи до зменшення негативного впливу радіації на довкілля описані М. Віннічуком. Дослідження Краснова В.П., Орлова О.О., Гетьманчука А.І. виявляють вплив радіоактивного забруднення на лікарські рослини, акцентують на різних аспектах радіоекології, включаючи міграцію радіонуклідів у рослинах лісових екосистем [6].

За даними досліджень Щеглова В. та ін. [8], викиди з Чорнобильської АЕС викликали зміни у біогеохімічному циклі радіонуклідів в лісових екосистемах, що може впливати на функціонування цих екосистем і підвищувати їх вразливість до інших негативних впливів. Після надходження в компоненти лісових екосистем, радіонукліди поступово переміщалися з верхніх в нижні яруси рослинності та поверхню ґрунту. Безпосередньо під впливом атмосферних опадів і вітру, а також унаслідок опадів листя, хвої, гілок і кори, відбулася їх вертикальна й горизонтальна міграція.

Вертикальна міграція в ланцюзі крона – підстилка – ґрунт – коріння, впродовж якої з крони у лісову підстилку переміщається до 95 % радіонуклідів, складає в листяних насадженнях приблизно один рік, а у хвойних – до трьох років [7], за іншими оцінками – від 3 до 7 років. Після переміщення радіонуклідів до лісової

підстилки та залежно від типу лісорослинних умов і складу деревного ярусу, розпочалася міграція радіонуклідів різної інтенсивності у генетичних горизонтах лісових ґрунтів.

Попри наявність значної кількості досліджень з питань радіологічного моніторингу лісових екосистем, наші дослідження підкреслили значну просторову неоднорідність агрохімічних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів, що спостерігається в усіх типах лісорослинних умов, зокрема, після пожеж. Така варіабельність не завжди детально відображається в інших дослідженнях, де можуть надаватися узагальнені дані без глибокого аналізу варіації показників між ділянками. Крім того, дослідження показало нерівномірний вертикальний розподіл радіонуклідів, особливо стронцію-90 та цезію-137, в профілі ґрунту з чітко визначеними піками щільності забруднення на різних глибинах.

Ми зафіксували значне підвищення рівня радіоактивного забруднення (особливо для  $^{137}\text{Cs}$ ) на ділянках, що зазнали впливу пожеж, в той час як в інших дослідженнях пожежі часто згадуються як фактор ризику без детальних кількісних даних про вплив на забруднення радіонуклідами. Здійснено детальний аналіз змін вмісту гумусу, обмінного кальцію, азоту та фосфору після пожеж, акцентовано на значному зигненні цих показників на пошкоджених ділянках. Таким чином, наші дослідження надають більш детальну характеристику просторово-часових змін у ґрунтах та радіоактивному забрудненні після пожеж, а також підкреслюють важливість комплексного підходу до оцінки впливу радіонуклідів на лісові екосистеми.

**Мета досліджень.** Метою роботи було отримати результати сучасного радіолого-токсикологічного та агрохімічного стану ґрунтів лісового фонду на прикладі території дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» Житомирського обласного комунального агролісгосподарського підприємства «Житомироблагроліс» Житомирської обласної ради. Отримати практичне значення для подальшої системи моніторингу у лісових екосистемах, які можуть слугувати основою для створення відповідної бази даних щодо стану забруднення лісових фондів в умовах Житомирського Полісся.

**Матеріали та методи досліджень.** Дослідження проводили впродовж 2023 року в умовах забруднених радіонуклідами ґрунтів зони Полісся України на території дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» Житомирського обласного комунального агролісгосподарського підприємства «Житомироблагроліс» Житомирської обласної ради.

Підприємство було створене у 2000 році за рахунок колишніх колгоспних лісів. Лісовий фонд підприємства розміщений на території Коростенського району. Загальна площа лісового фонду складає 24204,4 га, із них під лісами – 23024,3 га (95,1 %).

Напрямки діяльності «Коростенського лісгоспу АПК» полягають у збереженні лісового фонду та біорізноманіття; проведенні рубок; охороні лісів від пожеж, хвороб та шкідників.

До структури «Коростенського лісгоспу АПК» входять: Горщиківське лісництво, Коростенське лісництво, Меленівське лісництво, Ушомирське лісництво.

Природно-заповідний фонд представлений двома заказниками.

При виконанні нами дослідної роботи були використані загальні та спеціальні методи наукових досліджень. Серед загальних методів були застосовані наступні: спостереження, порівняння, вимірювання, моніторинг, індукція, формалізація, синтез та моделювання. Також було використано низку спеціальних методів.

Обстеження ґрунтів лісового фонду проводили у 12 кварталах лісорослинних умов: група А 1 (22, 33, 40 квартали); група А 2 (12, 18, 52 квартали); група В 1 (18, 25, 29 квартали). Відбір зразків ґрунту провели на десяти ділянках (виділах) дванадцяти кварталів. Площа досліджуваних виділів була у межах 0,9–1,7 гектари кожен.

Відбір зразків ґрунту для визначення  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  проводили згідно з ДСТУ 4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб», ДСТУ ISO 10381–2:2004 «Якість ґрунту. Настанови з методів відбирання проб» та згідно з «Методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження)».

Так як обстеження проводили на території, що постраждала внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції, то перед відбором проб на досліджуваних ділянках вимірювали потужність дози гамма-випромінювання (гамма фон) у повітрі над поверхнею землі дозиметром ДРГ-01Т.

Точкові проби відбирали пробовідбірником (буром). Радіологічний бур має робочу площу відбору проби ґрунту не менше 0,001 м<sup>2</sup> і забезпечує можливість відбору ґрунту на глибину 0,2 м. Його конструкція гарантує повноту відбору проби ґрунту і виключає попадання ґрунту у його робочу частину із суміжної площі, яка не враховується під час пробовідбору.

Для формування об'єднаної проби ґрунту використовували 5 точкових проб, які відбирали методом конверта. Зразки ґрунту ретельно змішували і з них формували змішаний зразок вагою до 2 кг. Об'єднану пробу формували безпосередньо під час відбору точкових проб.

На упаковку із зразком відібраної проби водостійким маркером наносили шифр проби, дату, час і місце відбору.

Лабораторні дослідження виконувались згідно діючих нормативних документів у вимірювальній лабораторії агрохімічних досліджень, екологічної безпеки земель та якості продукції інституту сільського господарства Полісся НААН України.

У зразках ґрунту для радіологічних досліджень спочатку відбирали рослинні рештки, висушували, подрібнювали.

Щільності забруднення ґрунту радіонуклідами визначали спектрометричним методом з використанням сцинтиляційного гамма-бета-спектрометра МКС-АТ-1315 згідно методики BS EN ISO 18589-1:2019.

Визначення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті проводили у літровій геометрії посудини Маринеллі з часом експозиції 1 година. Відносна похибка визначення питомої активності радіонуклідів становила 10–20 %.

Мінімальна питома активність при вимірюванні у геометрії посудини Маринеллі у стандартному захисті впродовж 1 години з похибкою вимірювань до 20 %.

Лабораторні дослідження ґрунтових зразків на вміст рухомих сполук важких металів визначали у буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії згідно з чинними нормативними документами: мідь – ДСТУ 4770.6:2007; цинк – ДСТУ 4770.2:2007; свинець – ДСТУ 4770.9:2007; кадмій – ДСТУ 4770.3:2007.

Перед проведенням лабораторних досліджень на визначення важких металів зразки ґрунту подрібнювали на лабораторному млині до фракції 0,2 мм, заливали екстагуючим розчином, далі струшували впродовж 1 години на роторних струшувачах, потім фільтрували, а тоді проводили заміри на приладі.

Масову концентрацію важких металів у ґрунтових зразках визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі Квант-2А.

У відібраних зразках ґрунту також у лабораторних умовах проводили визначення агрохімічних показників:

- обмінну кислотність потенціометрично згідно ДСТУ ISO 10390:2007;
- рухомі сполуки фосфору визначали спектрометричним методом за Кірсановим згідно ДСТУ 4405:2005;
- обмінний калій визначали методом полуменевої фотометрії згідно ДСТУ 4405:2005;
- лужногідролізований азот визначали титриметрично за Корнфілдом згідно ДСТУ 7863:2015;
- вміст гумусу визначали за Тюріним згідно ДСТУ 4289:2004.

**Результати досліджень.** Результати радіологічних досліджень ґрунтів показали, що щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  варіювала у широких межах – від 49,95 до 367,04 кБк/м<sup>2</sup> (1,35–9,92 Кі/км<sup>2</sup>), а  $^{90}\text{Sr}$  – від 1,55 до 4,48 кБк/м<sup>2</sup> (0,042–0,121 Кі/км). Це пов'язано із тим, що випадіння радіонуклідів після аварії на ЧАЕС внаслідок вітру, дощу та інших чинників було нерівномірним.

При обстеженні кварталів групи лісорослинних умов А 1 встановлено, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  була на рівні 149,85–214,23, а  $^{90}\text{Sr}$  – 2,52–3,03 кБк/м<sup>2</sup>. Найвища щільність забруднення радіонуклідами спостерігалася у виділах ґрунтів 27 кварталу із концентрацією токсикантів 198,69–214,23 та 2,89–3,03 кБк/м<sup>2</sup> відповідно по  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Найнижчу щільність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  відмічено на виділах 22 кварталу. Забруднення становило на рівні 149,85–158,36 Бк/м<sup>2</sup> та 2,52–2,63 Бк/м<sup>2</sup> відповідно по елементах. Середнє значення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів групи А 1 становило 182,11 кБк/м<sup>2</sup>, а середнє значення  $^{90}\text{Sr}$  було на рівні 2,78 кБк/м<sup>2</sup>.

Забруднення досліджуваних ґрунтів групи лісорослинних умов А 2  $^{137}\text{Cs}$  варіювало від 71,78 до 367,04 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – від 1,96 до 4,48 кБк/м<sup>2</sup>. Найвищу щільність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  відмічено на ділянках (виділах) 18 кварталу. Забруднення досліджуваних територій  $^{137}\text{Cs}$  було на рівні 292,30–367,04 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – на рівні 3,18–4,48 кБк/м<sup>2</sup>. Найнижче забруднення радіонуклідами мали ґрунти 13 кварталу. Вміст забруднювачів були у межах 71,78–112,85 та 1,96–2,48 кБк/м<sup>2</sup> відповідно по  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Середнє значення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах групи лісорослинних умов А 2 були на рівні 185,15 та 1,96 кБк/м<sup>2</sup>.

При дослідженні щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами кварталів групи лісорослинних умов В 1 встановлено, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  знаходилася у межах 55,13–96,20 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – у межах 1,59–1,92 кБк/м<sup>2</sup> (рис. 1).

Найбільш забрудненими були ґрунти виділів 29 кварталу. Щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  на цих ділянках була на рівні 94,35–96,20 кБк/м<sup>2</sup>, а щільність забруднення  $^{90}\text{Sr}$  варіювала від 1,78 до 1,92 кБк/м<sup>2</sup>. Найнижчу щільність радіонуклідів встановлено у ґрунтах 17 кварталу. Забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  було у межах 55,13–60,31 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – 1,59–1,67 кБк/м<sup>2</sup>. Середні значення щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами були на рівні 73,59 та 1,76 відповідно по  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

При обстеженні ґрунтів кварталів групи лісорослинних умов В 2 встановлено, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  була у широких межах від 49,95 до 203,13 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  – від 1,55 до 2,96 кБк/м<sup>2</sup>. Найвища щільність забруднення радіонуклідами спостерігалася у виділах ґрунтів 43 кварталу із концентрацією токсикантів 136,90–203,13 та 2,41–2,96 кБк/м<sup>2</sup> відповідно по  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Найнижчу щільність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  відмічено на виділах 50 кварталу. Забруднення становило на рівні 49,95–74,74 Бк/м<sup>2</sup> та 1,55–1,85 Бк/м<sup>2</sup> відповідно по елементах. Середні значення щільності забруднення ґрунтів кварталів групи лісорослинних умов В 2 становили 115,13 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{137}\text{Cs}$ , а по  $^{90}\text{Sr}$  – 2,20 кБк/м<sup>2</sup> (рис. 2).

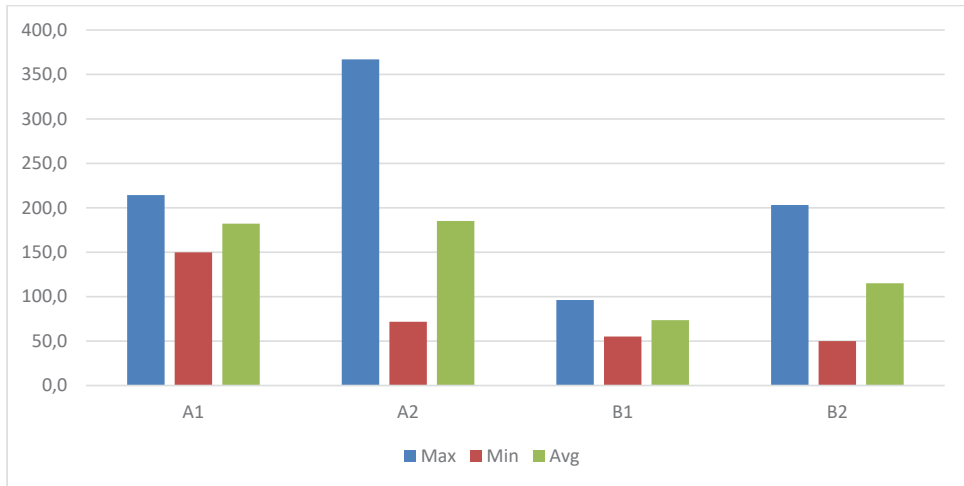


Рис. 1. Щільність радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті (кБк/м<sup>2</sup>)

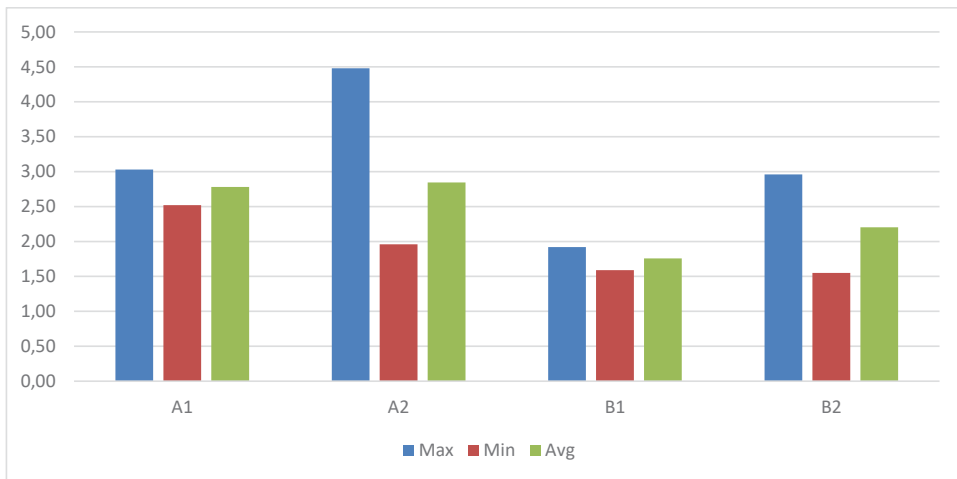


Рис. 2. Щільність радіонукліду  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті (кБк/м<sup>2</sup>)

Порівнюючи показники щільності забруднення обстежуваних ділянок кварталів лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» можна відмітити, що щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  була вищою у виділах кварталів груп А, крім ділянок 43 кварталу групи В 2, де  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  були на рівні 136,90–203,13 та 2,44–2,96 кБк/м<sup>2</sup> відповідно. Більш забруднені ділянки кварталів групи лісорослинних умов А 1 та групи А 2 можна пояснити тим, що піщані сірі лісові ґрунти мають більшу здатність утримувати радіонукліди у порівнянні із сірими лісовими ґрунтами.

Таким чином проведені нами радіологічні дослідження обстежуваних ділянок кварталів групи лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 показали, що навіть через 37 років після аварії на ЧАЕС не тільки землі сільськогосподарського призначення

потребують радіологічних досліджень, але і лісові фонди країни, що піддалися радіоактивному впливу.

Результатами досліджень встановлено, що і досі значні території лісу мають високу щільність забруднення радіонуклідами. Із 10 обстежуваних кварталів лише ділянки 3 кварталів, а саме 50 (В 2), 29 (В 1), 13 (А 2) мають щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  до  $111 \text{ кБк/м}^2$  ( $3,0 \text{ Ки/км}^2$ ), а  $^{90}\text{Sr}$  – до  $2,50 \text{ кБк/м}^2$  ( $0,067 \text{ Ки/км}^2$ ).

Гамма-фон на обстежуваних ділянках лісорослинних умов залежав не тільки від випромінювань штучними радіонуклідами, але й від природних радіонуклідів і знаходився у межах  $22\text{--}47 \text{ мкР/год}$ , при допустимому рівні до  $20 \text{ мкР/год}$ .

Ґрунт є одним із кількох факторів середовища, що контролюють розподіл типів рослинності, однак за певних умов може бути найважливішим. Наприклад, чим далі розташоване дерево від району його кліматичного оптимуму, тим більше звужується діапазон ґрунтових умов, сприятливих для його росту під час періоду несприятливих кліматичних умов для цього виду.

Агрохімічні показники ґрунту є основними параметрами, які визначають якість земель. Основними показниками, за якими визначають агрохімічний стан ґрунтів, є такі: вміст в орному шарі гумусу, азоту, рухомого фосфору, обмінного калію, кислотність ґрунту.

При визначенні агрохімічних показників у відібраних зразках ґрунту встановлено, що усі ґрунти були бідними по вмісту поживних речовин. Вміст азоту у ґрунтах кварталів групи А 1, А 2, В 1, В 2 знаходився у межах  $38,72\text{--}45,78 \text{ мг/кг}$ ;  $30,18\text{--}44,19 \text{ мг/кг}$ ;  $47,69\text{--}55,34 \text{ мг/кг}$ ;  $34,62\text{--}54,83 \text{ мг/кг}$  відповідно і відповідав дуже низькому ступеню забезпечення. Середньозважені показники вмісту легкогідролізного азоту у ґрунтах груп лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 відповідно були у межах  $41,54$ ;  $37,04$ ;  $51,87$ ;  $43,28 \%$ .

Вміст гумусу на усіх досліджуваних ділянках також був дуже низьким і знаходився на рівні  $0,33\text{--}0,40 \%$ ;  $0,26\text{--}0,37 \%$ ;  $0,39\text{--}0,45 \%$ ;  $0,31\text{--}0,44 \%$  відповідно у ґрунтах кварталів групи А 1, А 2, В 1, В 2. Середні значення вмісту гумусу становили  $0,36$ ;  $0,32$ ;  $0,42$ ;  $0,39$  відповідно по групах лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 теж були на досить низькому рівні.

Кислотність ґрунтів на досліджуваних виділах кварталів групи лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 варіювала у широких межах – від  $4,03$  до  $5,03$  од. рН, тобто від дуже сильнокислих ( $< 4,1$ ) до середньокислих ( $4,6\text{--}5,0$ ). Середні значення кислотності обстежуваних ґрунтів по групах лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 знаходилися на рівні  $4,43$ ;  $4,32$ ;  $4,91$ ;  $4,52 \%$  відповідно.

Лабораторними дослідженнями встановлено, що найнижчий показник кислотності ґрунтів був у кварталах лісорослинних умов В 1 і варіювала у межах від  $4,77$  до  $5,01$  од. рН.

Що стосується забезпеченості досліджуваних ділянок рухомим фосфором по групах лісорослинних умов встановлено, що у виділах кварталів групи А 1 та А 2 вміст цього елемента був на низькому рівні забезпеченості ( $26\text{--}50 \text{ мг/кг}$ ) і знаходився у межах від  $39,64$  до  $48,00 \text{ мг/кг}$  та від  $34,00$  до  $48,11 \text{ мг/кг}$  ґрунту. У виділах кварталів групи лісорослинних умов В 1 та В 2 вміст рухомого фосфора варіював від низького ( $26\text{--}50 \text{ мг/кг}$ ) до середнього ( $51\text{--}100 \text{ мг/кг}$ ) ступеня забезпеченості із вмістом від  $48,93$  до  $58,79 \text{ мг/кг}$  та від  $35,23$  до  $55,94 \text{ мг/кг}$  ґрунту відповідно. Середні значення рухомого фосфору в обстежуваних ґрунтах по групах лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 становили  $44,33$ ;  $40,68$ ;  $52,92$ ;  $43,60 \text{ мг/кг}$  ґрунту відповідно.

Вміст обмінного калію на усіх досліджуваних ділянках кварталів груп лісорослинних умов також знаходився на низькому ( $< 41 \text{ мг/кг}$ ) та на середньому



рівні забезпеченості (41–80 мг/кг). Вміст калію у ґрунтах виділів кварталів групи А 1 та А 2 був на рівні 39,00–46,55 та 35,18–45,69 мг/кг, а у ґрунтах виділів кварталів групи В 1 та В 2 на рівні 49,48–60,00 та 34,60–52,87 мг/кг ґрунту відповідно. Середньозважені показники вмісту обмінного калію у ґрунтах груп лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 знаходилися на рівні 42,73; 40,61; 54,54; 43,68 відповідно по групах досліджень.

Підсумовуючи результати вмісту поживних речовин у досліджуваних ґрунтах встановили, що вищими були показники азоту, фосфору, калію, гумусу у ґрунтах кварталів групи лісорослинних умов В 1 і становили 51,87; 52,92; 54,54; 0,42 відповідно по елементах. Кислотність ґрунтів лісорослинних умов В 1 також була нижчою у порівнянні із ґрунтами інших груп лісорослинних умов (4,91 од. рН).

На техногенно забруднених територіях вміст важких металів у ґрунті та продукції рослинництва є додатковим до радіоактивного негативним фактором, спільна дія яких в даний час мало досліджена. Вивчення даної проблематики відображено у наукових працях С. М. Рижука, І. Т. Слюсара, В. А. Вергунова А. М. Русанова, Е. В. Блохіна, Н. Н. Зеніна, Е. А. Милякова, А. Н. Ратніков, Т. Л. Жигарьова, Д. Г. Свириденко, Г. І. Попова тощо [9].

Ґрунт – унікальний незамінний природний ресурс, накопичувач сонячної енергії, основа життя рослин, тварин і людини, а також природний індикатор забруднення навколишнього середовища. Забруднення ґрунтів важкими металами викликає глобальний інтерес з боку сучасної науки у зв'язку з підвищенням техногенного впливу на навколишнє природне середовище. Небезпека від важких металів визначається тим, що, на відміну від органічних забруднювачів, вони не руйнуються, а переходять з однієї форми в іншу, зокрема включаються у склад солей, оксидів, металоорганічних сполук.

За результатами досліджень встановлено, що вміст токсикантів у ґрунті в умовах радіоактивного забруднення був значно нижче ГДК.

Концентрація плумбуму на досліджуваних ділянках кварталів групи лісорослинних умов А 1 варіювала від 1,45 до 1,68 мг/кг, а середнє значення становило 1,56 мг/кг. Концентрація плумбуму на досліджуваних виділах кварталів групи лісорослинних умов А 2 знаходилася у межах 1,29–1,84 мг/кг, середнє значення було на рівні 1,56 мг/кг.

Що стосується забруднення рухомим плумбумом обстежуваних ділянок кварталів групи лісорослинних умов В 1 та В 2, то максимальний вміст токсиканта становив 1,44 та 1,66 мг/кг відповідно. Найнижчий вміст плумбуму був на рівні 1,21 мг/кг у ґрунтах групи В 1 та 1,22 мг/кг у ґрунтах групи В 2.

Вміст кадмію у ґрунтах групи лісорослинних умов А 1 та А 2 знаходився у межах 0,057–0,070 мг/кг та 0,047–0,077 мг/кг відповідно по групах. Середні значення кадмію становили 0,061 та 0,060 мг/кг. Вміст кадмію у ґрунтах групи лісорослинних умов В 1 та В 2 варіював від 0,048 до 0,060 мг/кг та від 0,043 до 0,069 мг/кг відповідно. Середні значення кадмія у ґрунтах групи В 1 та В 2 були на рівні 0,053 та 0,057 мг/кг відповідно.

Вміст рухомих сполук купруму знаходився у межах 0,150–0,172 мг/кг; 0,128–0,177 мг/кг; 0,120–0,150 мг/кг; 0,112–0,168 мг/кг відповідно у ґрунтах виділів кварталів групи лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2. Середні показники вмісту металу по групах лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 відповідно становили 0,157; 0,151; 0,134; 0,112 мг/кг ґрунту.

Концентрація цинку у досліджуваних ділянках кварталів групи лісорослинних умов А 1 та А 2 варіювала на рівні 1,30–1,60 та 1,19–1,64 мг/кг відповідно.

Вміст рухомих сполук цинку у ґрунтах кварталів групи лісорослинних умов В 1 та В 2 були у межах 1,11–1,35 та 1,10–1,52 мг/кг. Середні значення вмісту рухомого цинку по групах лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 становили 1,47; 1,38; 1,22; 1,31 мг/кг ґрунту відповідно.

Результатами досліджень вмісту рухомих сполук важких металів у досліджуваних ґрунтах кварталів лісорослинних умов встановлено, що вміст токсикантів був вищим у ґрунтах кварталів групи А 1 та А 2.

**Висновки.** За результатами наших досліджень, встановлено, що ґрунти дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» Житомирського обласного комунального агролісогосподарського підприємства «Житомироблагроліс» Житомирської обласної ради за своїм хімічним складом відповідає типовим лісовим ґрунтам Полісся. Аналіз фізико-хімічних та агрохімічних показників ґрунту свідчить про низький рівень макро- та мікроелементів, а також про сильно кислу реакцію середовища, що є характерним для лісових умов типу борів.

За результатами досліджень встановлено, що найнижчий показник кислотності ґрунтів був у кварталах лісорослинних умов В 1 і варіювала у межах від 4,77 до 5,01 од. рН.

Результати радіологічних досліджень обстежених ґрунтів показали, що щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  варіювала у широких межах – від 49,95 до 367,04 кБк/м<sup>2</sup> (1,35–9,92 Кі/км<sup>2</sup>), а  $^{90}\text{Sr}$  – від 1,55 до 4,48 кБк/м<sup>2</sup> (0,042–0,121 Кі/км).

При обстеженні кварталів групи лісорослинних умов А 1 встановлено, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  була на рівні 149,85–214,23, а  $^{90}\text{Sr}$  – 2,52–3,03 кБк/м<sup>2</sup>. Найвища щільність забруднення радіонуклідами спостерігалася у виділах ґрунтів 27 кварталу із концентрацією токсикантів 198,69–214,23 та 2,89–3,03 кБк/м<sup>2</sup> відповідно по  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Найнижчу щільність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  відмічено на виділах 22 кварталу.

При дослідженні щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами кварталів групи лісорослинних умов В 1 встановлено, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  знаходилася у межах 55,13–96,20 кБк/м<sup>2</sup>, а  $^{90}\text{Sr}$  – у межах 1,59–1,92 кБк/м<sup>2</sup>.

Найбільш забрудненими були ґрунти виділів 29 кварталу. Щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  на цих ділянках була на рівні 94,35–96,20 кБк/м<sup>2</sup>, а щільність забруднення  $^{90}\text{Sr}$  варіювала від 1,78 до 1,92 кБк/м<sup>2</sup>. Найнижчу щільність радіонуклідів встановлено у ґрунтах 17 кварталу.

Порівнюючи показники щільності забруднення обстежуваних ділянок кварталів лісорослинних умов А 1, А 2, В 1, В 2 дочірнього підприємства «Коростенський лісгосп АПК» можна відмітити, що щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  була вищою у виділах кварталів груп А, крім ділянок 43 кварталу групи В 2, де  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  були на рівні 136,90–203,13 та 2,44–2,96 кБк/м<sup>2</sup> відповідно.

За результатами досліджень встановлено, що вміст токсикантів у ґрунті в умовах радіоактивного забруднення був значно нижче ГДК.

Результатами досліджень вмісту рухомих сполук важких металів у досліджуваних ґрунтах кварталів лісорослинних умов встановлено, що вміст токсикантів був вищим у ґрунтах кварталів групи А 1 та А 2.

### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Harrison, S. Spasojevic M. J., & Li, D. Climate and plant community diversity in space and time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2020. Vol. 117. P. 4464–4470.

2. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Бета-різноманіття фітоценозів борів природного заповідника «Древлянський». *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021 С. 338–341.
  3. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Дослідження радіологічного стану лісової підстилки соснових деревостанів борів природного заповідника «Древлянський». *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : зб. праць учасн. Міжнар. наук.-практ. конф. (22–23 квітня 2021 р.). Житомир : Поліський нац. університет, 2021. С. 82–87.
  4. Romanchuk L., Didenko P., Sus N., Ustymenko V., Orlovskiy A. Scots Pine Seedlings Growth Under Different Ca/Mn Soil Ratios. *International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology*. 2021. Vol. 6, Issue 2. P. 34–40. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.12>
  5. Orlov O., Zhukovsky O., Ivaniuk I., Ustymenko V., Martynenko V. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by thallus of epiphytic lichen hypogymnia physodes (L.) Nyl on different trunk height in pine stands. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25, no. 5. P. 48–59. [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(5\).2022.48-59](https://doi.org/10.48077/scihor.25(5).2022.48-59)
  6. Romantschuk L., Ustymenko V., Didenko P. Accumulation and Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  Radionuclides in the Forests of the «Drevlyansky» Nature Reserve. *International Journal of Energy and Environment*. 2021. Vol. 12, Issue 2. P. 143–151. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.11>
  7. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В., Бадзян В. В. Визначення основних показників видового різноманіття борів природного заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2020. № 7(92). С. 65–73. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2020-92-7-65-73>
  8. Romantschuk L., Matviichuk N., Mozharivska I., Matviichuk B., Ustymenko V., Tryboi O. Phytoremediation of Soils by Cultivation Miscanthus x Giganteus L. and Phalaris arundinacea L. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2024. Vol. 25(6). pp. 137–147. <https://doi.org/10.12912/27197050/186902>
  9. Ковальова С.П., Можарівська І.А. Концентрація важких металів у ґрунтах при вирощуванні енергетичних культур на території радіоактивного забруднення. *Науковий журнал Житомирського національного агроекологічного університету*. 2020. № 3 (88). С. 121–126 doi: 10.33249/2663-2144-2020-88-3-121-126.
-