

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

КУЦЕНКО МИКОЛА ІГОРОВИЧ

УДК 631.4:502.174:627.533:504.628.4 047(477.41/42) (043.3)

ДИСЕРТАЦІЯ

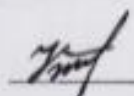
ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ РАДІОАКТИВНО
ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ ТЕРИТОРІЙ ПОЛІССЯ ПІВНІЧНОГО

201 Агрономія

20 Аграрні науки та продовольство

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і тестів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



М.І. Куценко

Науковий керівник:
**Разанов Сергій
Федорович**, доктор
сільськогосподарських
наук, професор

Вінниця – 2025

АНОТАЦІЯ

Куценко М.І. Оцінка ефективності фіторе mediaції радіоактивно забруднених ґрунтів території Полісся Північного – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 201 Агрономія. Вінницький національний аграрний університет, Вінниця. 2025.

Дисертаційна робота присвячена вивченню ефективності фіторе mediaції радіоактивно забруднених ґрунтів забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Наукова новизна результатів досліджень полягає у дослідженні вмісту радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra) у дерново-підзолистому ґрунті за різної інтенсивності його використання в рослинництві. Уперше досліджено інтенсивність накопичення радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra) у вегетативній масі та насінні нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, еспарцет піщаний, фацелія пижмолиста та люпин вузьколистий) та визначено інтенсивність накопичення цих радіонуклідів у продуктах переробки бджолами квіткового пилку нектаропилконосних рослин – бджолиному обніжжі. За результатами наукових досліджень проведено екологічну та економічну оцінку фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин.

Ґрунтовий покрив Полісся вирізняється різноманітністю, що обумовлено вологим і помірно м'яким кліматом, варіативністю хімічного складу і гранулометричною структурою ґрунтотворних і підстилаючих порід. До цього додаються добре розвинений макро- та мікрорельєф, нерівномірність рівня залягання ґрунтових вод, різноманітність рослинного покриву, а також відмінність у ступені впливу господарської діяльності людини.

У вступній частині кваліфікаційної наукової праці обґрунтовано

актуальність теми дослідження, визначено мету та завдання, описано наукову новизну і практичне значення отриманих результатів.

У першому розділі проведено детальний аналіз вітчизняних і закордонних літературних першоджерел з досліджуваної теми. Вивчено вплив радіаційного навантаження на ґрунти Полісся та розглянуто заходи щодо підвищення безпеки ефективності їх використання у сучасному землеробстві. Висвітлено особливості забруднення ґрунтів радіонуклідами, проаналізовано способи їх очищення від радіаційного забруднення.

У другому розділі проаналізовано ґрунтово-кліматичні умови за досліджувані роки (2021-2024 рр.), встановлено вплив опадів та температурного режиму під час вегетаційних періодів на зростання та розвиток нектаропилконосних рослин. Описано й проаналізовано гідротермічні показники за роки проведення досліджень. Охарактеризовано нектаропилконосні культури (буркун білий, головатень круглоголовий, розторопша плямиста, фацелія пижмолиста, люпин вузьколистий, еспарцет піщаний та вика яра) та методику проведених досліджень.

У розділах експериментальних напрямків дисертаційного дослідження описані результати досліджень щодо інтенсивності накопичення радіонуклідів вегетативною масою, насінням та квітковим пилом нектаропилконосних культур, вирощених в умовах Полісся Північного України на дерново-підзолистому ґрунті.

Обґрунтовано еколого-економічну ефективність. Дослідження за темою дисертації проводили упродовж 2021-2024 років на дерново-підзолистому ґрунті в умовах Житомирської області, Коростенського району.

Дослідження за темою дисертації проводились упродовж 2021-2024 років на дерново-підзолистому ґрунті Житомирщини в умовах Полісся Північного. За результатами досліджень встановлено, що найвища питома активність радіонуклідів у дерново-підзолистому ґрунті спостерігалась на природних лук, тоді як у ґрунтах присадибних ділянок та польової сівоzmіни цей показник був значно нижчим. Виявлено, що питома активність

радіонуклідів у ґрунтах природних лук була вищою порівняно з ґрунтами присадибних ділянок за ^{137}Cs на 10,2%, ^{40}K – на 5,9%, ^{226}Ra – на 23,5% і ^{232}Th – на 31,5% та з польовою сівозміною за ^{137}Cs на 16,2%, ^{40}K – на 3,3%, ^{226}Ra – на 16,6% і ^{232}Th – на 19,0%.

Оцінюючи урожайність нектаропилконосних рослин, вирощених на дерново-підзолистому ґрунті, слід зазначити, що середній показник за три роки досліджень становив: розторопші плямистої – 240,5 ц/га, буркуну білого – 183,8 ц/га, головатню круглоголового – 161 ц/га, люпину вузьколистого – 217,9 ц/га, фацелії пижмолистої – 87,4 ц/га, еспарцету піщаного – 137,9 ц/га та вики ярої – 129,3 ц/га. Урожайність насіння становила: розторопша плямиста – 3,7 ц/га, буркун білий – 3,2 ц/га, головатень круглоголовий – 6,5 ц/га, люпин вузьколистий – 10,8 ц/га, фацелія пижмолиста – 2,3 ц/га, еспарцет піщаний – 3,7 ц/га та вика яра – 8,3 ц/га.

Дослідження питомої активності радіонуклідів у вегетативній масі нектаропилконосних рослин показало, що найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{40}K мала вегетативна маса люпину вузьколистого, тоді як ^{226}Ra – вики ярої, а ^{232}Th – фацелії пижмолистої.

Дослідженнями з вивчення інтенсивності накопичення радіоактивних речовин у насінні нектаропилконосних рослин встановлено, що найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{40}K виявлено у люпину вузьколистого, даний показник становив за ^{137}Cs – 430 Бк/кг і ^{40}K – 607 Бк/кг. Найвищу інтенсивність накопичення ^{226}Ra зафіксовано у вики ярої – 30,3 Бк/кг. Найвищий вміст ^{232}Th виявлено у насінні фацелії пижмолистої, де вміст радіонуклідів становив 107 Бк/кг.

Результати досліджень щодо інтенсивності накопичення радіонуклідів у квітковому пилку показали, що найвищу питому активність ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th виявлено у квітковому пилку з люпину вузьколистого, становлячи відповідно – 57,2 Бк/кг, 44 Бк/кг та 67 Бк/кг. Водночас максимальний вміст ^{40}K спостерігався у квітковому пилку з еспарцету піщаного, де цей показник склав 531 Бк/кг.

За результатами досліджень з вивчення інтенсивності винесення радіоактивних речовин з дерново-підзолистого ґрунту встановлено, що з вегетативною масою і насінням нектаропилконосних рослин з 1 га ґрунту виноситься наступна кількість радіоактивних речовин: розторопшею плямистою – 3552283,1 Бк/га, з буркуном білим – 1910652 Бк/га, з головатнем круглоголовим – 3216656,9 Бк/га, з люпином вузьколистим – 7978374,2 Бк/га, з фацелією пижмолистою – 1140016,3 Бк/га, з еспарцетом піщаним – 2420209,7 Бк/га, з викою ярою – 1670136,8 Бк/га. Найвищий рівень винесення з ґрунту радіоактивних речовин з вегетативною масою та насінням нектаропилконосних рослин спостерігався за вирощування люпину вузьколистого.

Результати досліджень показали, що вирощування нектаропилконосних культур (буркуну білого, розторопші плямистої, головатню круглоголового, люпину вузьколистого, еспарцету піщаного, фацелії пижмолистої та вики ярої) на дерново-підзолистому ґрунті сприяло зниженню питомої активності обмінних форм радіоактивних речовин завдяки процесу фітореMediaції, порівняно з ґрунтом, який протягом досліджуваного періоду перебував під паром. Зокрема, питома активність у дерново-підзолистому ґрунті ^{137}Cs знизилася від 12,5% до 20,5%, ^{40}K – від 8,1% до 16,8%, ^{226}Ra – від 9,0% до 17,3% та ^{232}Th – від 10,2% до 21,0%.

За результатами досліджень встановлено, що мінеральне удобрення ґрунтів сприяло більшому винесенню радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) з урожаєм фацелії пижмолистої ($\text{N}_{60}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$) на 20,1% та розторопші плямистої ($\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$) – на 19,2% порівняно з аналогічною продукцією, отриманою без удобрення.

Також необхідно відмітити, що поєднання фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин з виробництвом насіння та використання їх нектару і квіткового пилку для потреб бджільництва дозволяє не тільки покрити витрати, але й отримати прибуток. Зокрема, рівень рентабельності виробництва насіння

нектаропилконосних рослин був у межах від 17,5% до 251% та продукції бджільництва (кормового меду) – від 87,5% до 414%. Найвищою економічною ефективністю характеризувався головатень круглоголовий.

Таким чином, нашими дослідженнями встановлено, що поєднання фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту з виробництвом насіння та кормової сировини для бджіл (мед і квітковий пилок) дозволяє підвищити ефективність відновлення техногенно забруднених ґрунтів. При чому найвища екологічна ефективність фітореMediaції ґрунтів спостерігається при вирощуванні люпину вузьколистого, а економічна – при вирощуванні головатню круглоголового.

Ключові слова: фітореMediaція, радіонукліди, продуктивність, якість, Українське Полісся, радіаційне забруднення, ґрунт, радіоекологія, ґрунтозбереження, зернобобові, токсиканти, урожайність, міграція радіонуклідів, радіоактивно забруднені території.

ANNOTATION

Kutsenko M.I. Evaluation of the Effectiveness of Phytoremediation of Radioactively Contaminated Soils in the Polissya Region of Northern – Qualification scientific work in the form of a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 201 Agronomy. Vinnytsia National Agrarian University, Vinnytsia, 2025.

The dissertation is devoted to studying the effectiveness of phytoremediation of radioactively contaminated soils polluted as a result of the accident at the Chornobyl Nuclear Power Plant.

The scientific novelty of the research results lies in the study of radionuclide content (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra) in sod-podzolic soil under different intensities of its use in crop production. For the first time, the intensity of radionuclide accumulation (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , and ^{226}Ra) in the vegetative mass and seeds of nectar-pollen plants (*Melilotus albus*, *Silybum marianum*, *Echinops sphaerocephalus*, *Onobrychis arenaria*, *Phacelia tanacetifolia*, and *Lupinus angustifolius*) has been studied. Additionally, the intensity of accumulation of these radionuclides in the products processed by bees from the pollen of nectar-pollen plants – bee pollen – has been determined. Based on the research results, an ecological and economic assessment of phytoremediation of sod-podzolic soil through the cultivation of nectar-pollen plants has been conducted.

The soil cover of Polissya is distinguished by its diversity, which is conditioned by a humid and moderately mild climate, variability in the chemical composition and granulometric structure of soil-forming and underlying rocks. This is complemented by well-developed macro- and microrelief, uneven groundwater levels, diverse vegetation cover, as well as differences in the degree of impact of human economic activity.

The introductory part of the qualification scientific work substantiates the relevance of the research topic, defines the objectives and tasks, and describes the scientific novelty and practical significance of the obtained results.

The first chapter presents a detailed analysis of domestic and foreign literary sources on the researched topic. The impact of radiation exposure on the soils of Polissya is studied, and measures to improve the safety and efficiency of their use in modern agriculture are considered. The peculiarities of soil contamination with radionuclides are highlighted, and methods of their purification from radioactive contamination are analyzed.

The second chapter analyzes the soil-climatic conditions during the research years (2021–2024), establishing the influence of precipitation and temperature regimes during the growing seasons on the growth and development of nectar-pollen plants. The hydrothermal indicators for the research years are described and analyzed. The nectar-pollen crops (*Melilotus albus*, *Echinops sphaerocephalus*, *Silybum marianum*, *Phacelia tanacetifolia*, *Lupinus angustifolius*, *Onobrychis arenaria*, and *Vicia sativa*) and the methodology of the conducted research are characterized.

The experimental sections of the dissertation research describe the results concerning the intensity of radionuclide accumulation in the vegetative mass, seeds, and pollen of nectar-pollen crops grown in the conditions of Northern Polissya of Ukraine on sod-podzolic soil.

The ecological and economic effectiveness is substantiated. The research on the dissertation topic was conducted from 2021 to 2024 on sod-podzolic soil in the conditions of Zhytomyr region, Korosten district.

The research on the dissertation topic was conducted from 2021 to 2024 on sod-podzolic soil in Zhytomyr region under the conditions of Northern Polissya. Based on the research results, it was found that the highest specific activity of radionuclides in sod-podzolic soil was observed in natural meadows, whereas in the soils of household plots and field crop rotation, this indicator was significantly lower. It was revealed that the specific activity of radionuclides in natural meadow soils was higher compared to household plot soils by 10.2% for ^{137}Cs , 5.9% for ^{40}K , 23.5% for ^{226}Ra , and 31.5% for ^{232}Th , and compared to field crop rotation by 16.2% for ^{137}Cs , 3.3% for ^{40}K , 16.6% for ^{226}Ra , and 19.0% for ^{232}Th .

Evaluating the yield of nectar-pollen plants grown on sod-podzolic soil, it should be noted that the average indicator over three years of research was: *Silybum marianum* – 24.05 t/ha, *Melilotus albus* – 18.38 t/ha, *Echinops sphaerocephalus* – 16.1 t/ha, *Lupinus angustifolius* – 21.79 t/ha, *Phacelia tanacetifolia* – 8.74 t/ha, *Onobrychis arenaria* – 13.79 t/ha, and *Vicia sativa* – 12.93 t/ha. The seed yield was: *Silybum marianum* – 0.37 t/ha, *Melilotus albus* – 0.32 t/ha, *Echinops sphaerocephalus* – 0.65 t/ha, *Lupinus angustifolius* – 1.08 t/ha, *Phacelia tanacetifolia* – 0.23 t/ha, *Onobrychis arenaria* – 0.37 t/ha, and *Vicia sativa* – 0.83 t/ha.

Research on the specific activity of radionuclides in the vegetative mass of nectar-pollen plants showed that the highest specific activity of ^{137}Cs and ^{40}K was in the vegetative mass of *Lupinus angustifolius*, while ^{226}Ra was highest in *Vicia sativa*, and ^{232}Th in *Phacelia tanacetifolia*.

The research on the intensity of accumulation of radioactive substances in the seeds of nectar-pollen plants found that the highest specific activity of ^{137}Cs and ^{40}K was recorded in *Lupinus angustifolius*, with indicators of 430 Bq/kg for ^{137}Cs and 607 Bq/kg for ^{40}K . The highest intensity of ^{226}Ra accumulation was found in *Vicia sativa* – 30.3 Bq/kg. The highest content of ^{232}Th was detected in *Phacelia tanacetifolia* seeds, where the radionuclide content was 107 Bq/kg.

Research results on the intensity of radionuclide accumulation in flower pollen showed that the highest specific activity of ^{137}Cs , ^{226}Ra , and ^{232}Th was found in the flower pollen of *Lupinus angustifolius*, amounting to 57.2 Bq/kg, 44 Bq/kg, and 67 Bq/kg, respectively. At the same time, the highest content of ^{40}K was observed in the flower pollen of *Onobrychis arenaria*, where this indicator reached 531 Bq/kg.

Based on the research on the intensity of radioactive substance removal from sod-podzolic soil, it was determined that the following amounts of radioactive substances are removed with the vegetative mass and seeds of nectar-pollen plants per 1 hectare of soil: *Silybum marianum* – 3552283.1 Bq/ha, *Melilotus albus* – 1910652 Bq/ha, *Echinops sphaerocephalus* – 3216656.9 Bq/ha, *Lupinus*

angustifolius – 7978374.2 Bq/ha, *Phacelia tanacetifolia* – 1140016.3 Bq/ha, *Onobrychis arenaria* – 2420209.7 Bq/ha, *Vicia sativa* – 1670136.8 Bq/ha.

The highest level of radioactive substance removal from the soil with the vegetative mass and seeds of nectar-pollen plants was observed in *Lupinus angustifolius* cultivation.

Research results indicate that growing nectar-pollen crops (*Melilotus albus*, *Silybum marianum*, *Echinops sphaerocephalus*, *Lupinus angustifolius*, *Onobrychis arenaria*, *Phacelia tanacetifolia*, and *Vicia sativa*) on sod-podzolic soil contributed to a decrease in the specific activity of exchangeable forms of radioactive substances due to the phytoremediation process, compared to soil that remained fallow. Specifically, the specific activity in sod-podzolic soil decreased by 12.5% to 20.5% for ^{137}Cs , 8.1% to 16.8% for ^{40}K , 9.0% to 17.3% for ^{226}Ra , and 10.2% to 21.0% for ^{232}Th .

According to research results, it has been established that mineral fertilization of soils contributed to a greater removal of radioactive substances (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th) with the yield of tansy phacelia ($\text{N}_{60}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$) by 20.1% and spotted milk thistle ($\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$) by 19.2% compared to similar products obtained without fertilization.

It should also be noted that combining phytoremediation of sod-podzolic soil with the cultivation of nectar-pollen plants for seed production and the use of their nectar and pollen for beekeeping not only covers costs but also generates profit. In particular, the profitability level of nectar-pollen plant seed production ranged from 17.5% to 251%, while beekeeping products (feed honey) ranged from 87.5% to 414%. The highest economic efficiency was observed in the round-headed globe-thistle.

Thus, our research established that combining phytoremediation of sod-podzolic soil with seed production and bee feed (honey and pollen) increases the efficiency of restoring technogenically contaminated soils. The highest ecological effectiveness of soil phytoremediation was observed when cultivating

Lupinus angustifolius, while the highest economic effectiveness was observed when cultivating *Echinops sphaerocephalus*.

Keywords: phytoremediation, radionuclides, productivity, quality, Ukrainian Polissya, radioactive contamination, soil, radioecology, soil conservation, legumes, toxicants, yield, radionuclide migration, radioactively contaminated territories

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті в іноземному науковому фаховому виданні, що індексуються в міжнародних наукометричних баз Web of Science, Scopus

1. Snitynskyi V., Razanov S., Hnativ P., Bakhmat O., **Kutsenko M.**, Kolisnyk O. Phytoremediation of ^{137}Cs contaminated sod-podzolic soil in Northern Polissia white sweet clover (*Melilotus albus*). *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81, № 1. P. 223-229. DOI: 10.1080/00207233.2023.2270305 (0,5 друк. арк., дольова частка 0,002 друк. арк. Особистий внесок автора: проведено експериментальні дослідження, вивчено зміни основних агрохімічних показників ґрунту під час вирощування буркуну білого, підготовлено матеріали до друку)

Статті у наукових фахових виданнях України категорії «Б», включених до міжнародної наукометричної бази даних (Index Copernicus).

1. **Куценко М.І.** Інтенсивність накопичення радіонуклідів вегетативною масою фацелії пижмолистої. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2024. Ч. 1. № 69. С. 273-279. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.139.1.35> (0,44 друк. арк)

2. Разанов С.Ф., **Куценко М.І.** Оцінка рівня накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими бобовими нектаропилконосними рослинами в умовах Північного Полісся. *Сільське господарство та лісівництво*. 2024. № 3 (34). С. 198-207. DOI: 10.37128/2707-5826-2024-3-17 (0,61 друк. арк., дольова частка 0,48 друк. арк. Особистий внесок автора: проведено експериментальні дослідження, визначено інтенсивність накопичення радіонуклідів нектаропилконосними рослинами, підготовлено матеріали до друку)

Наукові праці які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

1. Разанов С., **Куценко М.**, Разанова А. Агроекологічні наслідки війни та способи підвищення ефективності відновлення ґрунтів в період реабілітації. International research and practice conference «Sustainable restoration of agricultural landscapes affected by military activities» (30.09.2023-04.10.2023). С. 1-2. DOI: 10.36994/978-966-388-681-7-2023-71-1-71. URL: <https://drive.google.com/file/d/1jv5P2dwdpFKGpYtbeNVNsCXneFfMup5c/view?usp=sharing>
2. Разанов С., Бальковський В., Дидів А., Лисак Г., Разанова А., **Куценко М.** Інтенсивність накопичення ^{137}Cs нектаропилконосними рослинами на дерново-підзолистому піщаному ґрунті. Теорія і практика розвитку агропромислового комплексу та сільських територій: матеріали XXIV міжнар. наук.-практ. форуму, м. Львів, 4-6 жовт. 2023 р. Львів, 2023. С. 291-293. URL: https://drive.google.com/file/d/1WRbXXwNsOcKBI72A7g-9sNYhfJZwaPtP/view?usp=drive_link
3. **Куценко М.І.** Фіторемедіація – високоефективний екологічний захід очищення ґрунтів від токсикантів». Всеукраїнська науково-практична конференція: «Розвиток аграрної науки в умовах змін клімату та діджиталізації землеробства». 9-10 травня 2022 року. м. Вінниця. 2022.
4. **Куценко М.І.** «Дослідження лісових нектаропилконосних насаджень Східного Поділля». Всеукраїнська науково-практична конференція: «Аграрна галузь України в умовах євроінтеграції: сучасний стан та перспективи розвитку». 24-25 травня 2023 року. м. Вінниця. 2023.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	16
ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1. РАДІАЦІЙНЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА ҐРУНТИ ПОЛІССЯ ТА ЗАХОДИ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ БЕЗПЕКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В СУЧАСНОМУ ЗЕМЛЕРОБСТВІ (огляд літератури).....	24
1.1. Накопичення радіоактивних речовин у ґрунтах, особливості та наслідки.....	24
1.1.1. Вплив техногенного навантаження на радіоактивність ґрунтів.....	24
1.1.2. Особливості міграції радіонуклідів у ґрунті та рослинах.....	28
1.1.3. Наслідки радіаційного навантаження на ґрунти.....	31
1.2. Способи та ефективність очищення ґрунтів від радіаційного забруднення.....	33
1.3. Заходи щодо підвищення ефективності використання ґрунтів у рослинництві, що потрапили під радіаційне забруднення.....	41
Висновки до 1 розділу.....	45
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1.....	46
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, ПРОГРАМА ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	66
2.1. Характеристика ґрунтово-кліматичних факторів.....	66
2.2. Методика проведення досліджень.....	83
Висновки до 2 розділу	95
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2.....	96

РОЗДІЛ 3. ОЦІНКА ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ В УМОВАХ РАДІАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ ЗА ВИРОЩУВАННЯ НЕКТАРОПИЛКОНОСНИХ РОСЛИН.....	99
3.1. Особливості накопичення радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті.....	99
3.2. Урожайність та інтенсивність накопичення ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у вегетативній масі, насінні та квітковому пилку нектаропилконосних рослин.....	108
3.3. Ефективність фіторемедіації дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин.....	140
3.4. Еколого-економічна ефективність результатів досліджень.....	149
Висновки до 3 розділу	155
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3.....	156
ВИСНОВКИ.....	157
ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ.....	160
ДОДАТКИ.....	161

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

% – відсоток;

°C – градус Цельсія;

^{226}Ra – радій-226;

^{232}Th – торій-232;

^{237}Cs – цезій-137;

^{40}K – калій-40;

m – похибка середнього арифметичного показника;

N – азот;

K – калій;

P – фосфор;

n – кількість зразків;

t – температура;

Бк/га – беккерель на гектар;

Бк/кг – беккерель на кілограм;

в.п. – відсотковий пункт;

га – гектар;

грн. – гривня;

ДСТУ – Державний стандарт України;

та ін. – та інше;

і т. д. – і так далі;

кг/га – кілограм на гектар;

$K_{\text{нак}}$ – коефіцієнт накопичення;

M – середньоарифметичний показник;

мг/кг – міліграм на кілограм;

мм – міліметр;

р. – рік;

Рис. – рисунок;

рр. – роки;

см – сантиметр;

табл. – таблиця;

ц – центнер;

т – тона;

ц/га – центнер на гектар;

мЗв – мікрозіверти;

KCl – калій хлор.

pH – кислотність.

ВСТУП

Актуальність теми. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС, враховуючи масштаби розповсюдження радіоактивних елементів у навколишньому середовищі, дають підстави вважати їх високонебезпечними для аграрного виробництва, особливо на територіях, прилеглих до джерела техногенного впливу, до яких належать Житомирська область та інші.

Серед низки радіоактивних елементів, ^{137}Cs становить високу небезпеку через свою велику кількість та активний колообіг у системі ґрунт → продукція рослинництва → організм людини. За даними Б.С. Пристера (1996 р.), в Україні ^{137}Cs забруднено понад 1 Кі/км^2 на площі 9 млн га територій, з них: 3,1 млн га – орних ґрунтів, 1,5 млн га – природних лук та 4,4 млн га – лісових угідь. Потрапивши в ґрунти, радіоактивні речовини включаються у трофічний ланцюг рослин, накопичуючись в їх тканинах, і таким чином знижуючи їх якість та безпеку рослинної продукції. У зв'язку з цим території, які потрапили під радіаційне забруднення, були поділені на певні зони, які вказують на безпечність проживання населення внаслідок опромінення.

Значні території, забруднені ^{137}Cs понад 15 Кі/км^2 , були залишені з метою природного самоочищення ґрунтів внаслідок розпаду цього радіонукліду. Нині ці території поступово повертаються у аграрне виробництво у зв'язку зі зниженням рівня їх забруднення. Однак, враховуючи, що рослини можуть накопичувати в декілька разів більше радіоактивних речовин у своїй біологічній масі порівняно з їх вмістом у ґрунтах, а також необхідність зниження дози опромінення населення до 1 мЗв у рік, тобто рівня, який відповідав природному фону до аварії на Чорнобильській АЕС, виникає необхідність у заходах щодо зниження накопичення радіонуклідів рослинністю. Водночас надзвичайно важливого значення набуває контроль та зниження у ґрунтах радіоактивних речовин природного походження, зокрема ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra , які підсилюють

радіаційне навантаження на ґрунти і вироблену продукцію. Виявлено, що кількість цих радіоізотопів внаслідок агрохімічних заходів у рослинництві помітно зростає, зокрема через використання мінеральних добрив для удобрення ґрунтів.

Одним із найбільш ефективних агротехнічних заходів щодо зниження радіаційного навантаження на ґрунти є фіторемедіація. Тобто, накопичення радіоактивних речовин у вегетативній масі рослин та її видалення із забруднених територій сприяє зниженню цих токсикантів у ґрунтах.

Аналіз використання фіторемедіації забруднених угідь внаслідок техногенної діяльності населення показує, що не дивлячись на його високу ефективність, він не знайшов свого широкого застосування на практиці. Основними причинами такого стану є відсутність достатнього фінансування заходів щодо покращення екологічного стану ґрунтів. Тому виникає необхідність у пошуках більш ефективного застосування фіторемедіації ґрунтів в умовах високого техногенного навантаження.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана відповідно до плану наукових досліджень Вінницького національного аграрного університету і є складовою завдання наукового дослідження робіт «Оптимізація способів підвищення якості і безпеки продукції рослинництва в умовах забруднення сільськогосподарських угідь Вінниччини різними токсикантами, зумовленого інтенсифікацією галузі» (№ державної реєстрації 0121U109037, 04.21–11.2024 р.), в межах якої автором було вивчено ефективність фіторемедіації ґрунтів, які перебувають в умовах високого радіаційного навантаження.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є вивчення екологічної та економічної ефективності фіторемедіації ґрунтів, за вирощування нектаропилконосних рослин на територіях Житомирщини, які перебувають під високим радіаційним навантаженням.

Для досягнення мети завданням досліджень передбачено:

- провести оцінку питомої активності ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra

дерново-підзолистого ґрунту за різної інтенсивності його використання;

- визначити урожайність вегетативної маси та насіння нектаропилконосних рослин;
- вивчити питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у вегетативній масі нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, еспарцет піщаний, люпин вузьколистий, фацелія пижмолиста);
- дослідити питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у насінні нектаропилконосних культур;
- вивчити питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у квітковому пилку (бджолине обніжжя), одержаного з нектаропилконосних рослин;
- провести оцінку ефективності фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин;
- провести еколого-економічну оцінку результатів поєднання фіторе mediaції ґрунтів та виробництва насіння і меду, отриманого з нектару нектароносних рослин.

Об'єкт дослідження: фіторе mediaція дерново-підзолистого ґрунту в умовах радіаційного навантаження.

Предмет дослідження: урожайність, якість продукції нектаропилконосних рослин та зміни за їх вирощування радіаційного навантаження у дерново-підзолистому ґрунті.

Методи дослідження: аналітичний (аналіз літературних першоджерел), польові (вирощування нектаропилконосних рослин), радіологічні (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra), статистичні (біометрична обробка результатів досліджень) економічні (ефективність проведення фіторе mediaції) та виробнича апробація.

Наукова новизна одержаних результатів. На основі проведених наукових досліджень уперше після 37-річного періоду аварії на Чорнобильській АЕС:

- досліджено питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у дерново-підзолистому ґрунті за різної інтенсивності його використання під вирощування сільськогосподарських культур;

- вивчено питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у вегетативній масі та насінні нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, еспарцет піщаний, фацелія пижмолиста та люпин вузьколистий);

- визначено питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у продуктах переробки бджолами квіткового пилку нектаропилконосних рослин – бджолиному обніжжі;

- проведено еколого-економічну оцінку фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин з поєднанням використання частини її продукції для потреб рослинництва та бджільництва.

Практичне значення одержаних результатів. Науково обґрунтовано і рекомендовано виробництву зниження рівнів ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th та ^{226}Ra у дерново-підзолистому ґрунті внаслідок фіторе mediaції та підвищення економічної ефективності цього заходу через вирощування нектаропилконосних рослин та підвищення ефективності його використання.

Трирічне вирощування нектаропилконосних рослин знижує вміст у дерново-підзолистому ґрунті ^{137}Cs від 12,5% до 20,1%, ^{40}K – від 8,1% до 16,8%, ^{226}Ra – від 9,0% до 17,3% та ^{232}Th – від 10,2% до 21,0%.

Проведення фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин з поєднанням виробництва частини їх продукції для насінництва і бджільництва сприяє одержанню прибутку із розрахунку на 1 га площі, зокрема за вирощування головатню круглоголового – 61000 грн., розторопші плямистої – 11930 грн., буркуну білого – 10800 грн., еспарцету піщаного – 10850 грн., фацелії пижмолистої – 12325 грн., люпину вузьколистого – 27100 грн. та вики ярої – 17750 грн.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем розроблено наукову

концепцію, яку покладено в основу дисертаційної роботи. Самостійно проведено: аналіз літературних джерел та виділено невирішені питання, які стосуються ефективності зниження вмісту у ґрунтах радіоактивних речовин, експериментальні дослідження, статистичну обробку, аналіз та узагальнення отриманих результатів.

Вибір напрямку окремих методів досліджень здійснено разом з науковим керівником.

Апробація результатів дисертації. Основні результати дисертаційної роботи обговорювались на наукових конференціях:

Куценко М.І. Фіторемедіація – високоефективний екологічний захід очищення ґрунтів від токсикантів. Всеукраїнська науково-практична конференція «Розвиток аграрної науки в умовах змін клімату та діджиталізації землеробства», м. Вінниця, 09 травня 2022 р.;

Куценко М.І. Дослідження лісових нектаропилконосних насаджень Східного Поділля. Всеукраїнська науково-практична конференція «Аграрна галузь України в умовах євроінтеграції: сучасний стан та перспективи розвитку». м. Вінниця, 24-25 травня 2023 року;

Куценко М.І. Інтенсивність накопичення ^{137}Cs нектаропилконосними рослинами на дерново-підзолистому піщаному ґрунті. XXIV Міжнародний науково-практичний форум «Теорія і практика розвитку агропромислового комплексу та сільських територій». м. Львів, 4-6 жовтня 2023 р.;

Куценко М.І. Лісопаркові нектаропилкові насадження Східного поділля. Науково-практичний семінар: «Екологічна оцінка якості насіння та зерна в умовах сучасного техногенного навантаження в Україні». м. Львів. 08 листопада 2023 р.

Результати досліджень щорічно доповідались на вчених радах навчально-наукового інституту агротехнологій та природокористування Вінницького національного аграрного університету.

Публікації результатів досліджень. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 3 наукових праці, з них: 1 – одноосібна та 2 – у

співавторстві, у тому числі числі 3 – у фахових виданнях України категорії «Б» та 1 – у наукометричних виданнях категорії Scopus та Web of Science.

Структура та обсяг дисертаційної роботи.

Дисертація складається зі вступу, огляду літератури, загальної методики, результатів досліджень та їх обговорення, висновків, пропозицій виробництву, використаних літературних джерел, додатків.

Робота викладена на – 161 сторінках комп'ютерного тексту, містить – 27 таблиць, 28 – рисунків та додатки. Список використаної літератури нараховує 210 – джерел у тому числі 22 – зарубіжних.

РОЗДІЛ 1. РАДІАЦІЙНЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА ҐРУНТИ ПОЛІССЯ ТА ЗАХОДИ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ БЕЗПЕКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В СУЧАСНОМУ ЗЕМЛЕРОБСТВІ (огляд літератури)

1.1. Накопичення радіоактивних речовин у ґрунтах, особливості та наслідки

1.1.1. Вплив техногенного навантаження на радіоактивність ґрунтів

Високого рівня забруднення ґрунтів території України зазнали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, під час якої у навколишнє середовище потрапило біля 50 млн. Кі радіоактивних елементів [1, 2, 18, 19, 22, 24, 36, 37]. Радіоактивні речовини, які потрапили в навколишнє середовище, з часом осіли в ґрунті. Перебуваючи в обмінній формі, деякі радіоактивні речовини переміщуються з ґрунтового середовища у рослинність, знижуючи її якість та безпеку.

Серед тридцяти видів радіоізотопів, які потрапили в ґрунт з ядерним паливом, особливу небезпеку представляють цезій-137 та стронцій-90, які мають властивість високої міграції в системі ґрунт → рослинність → живі організми. Цезій-137 є хімічним аналогом калію, тому у високих кількостях може накопичуватись рослинами-калієфілами. Період розпаду цезію-137 становить 60 років, а стронцію-90 – 59 років [30, 31, 32].

Тобто, радіаційний стан забруднених у результаті Чорнобильської катастрофи територій формується переважно за рахунок цезію-137 і стронцію-90, співвідношення яких у ґрунтах Житомирського Полісся складає 10:1.

Високого радіоактивного забруднення зазнали ґрунти майже половини

Житомирської області. Зокрема, цезієм-137 забруднено 37 кБк/м², тобто близько 977,6 тис. га, з яких 327,1 тис. га припадає на сільськогосподарські угіддя [49, 60, 69, 73]. Особливо високого радіоактивного забруднення зазнала Поліська частина Житомирської області, до якої необхідно віднести Народицьку, Овруцьку та частину Лугинської та Коростенської територіальних громад. Після аварії на ЧАЕС найбільшого забруднення зазнали північні регіони Полісся України. Нині щільність забруднення ґрунтів ¹³⁷Cs зменшилась майже удвічі [1]. В основному це відбулося завдяки природному фізичному розпаду радіонуклідів. Однак, радіаційний стан майже на 80% територій є несприятливим для ефективного їх використання через високий вміст у ґрунті радіонуклідів [2].

Сучасний розвиток сільського господарства неможливий без застосування мінеральних добрив, які сприяють підвищенню родючості ґрунтів, збільшенню урожайності та покращенню якості аграрної продукції. Завдяки використанню таких добрив урожайність може зрости на 50%. Однак, недотримання наукових рекомендацій щодо їх застосування або технологічна недосконалість підходів може мати негативний вплив на навколишнє середовище. Водночас проблема нестачі сировини для виробництва фосфорних добрив стає дедалі актуальнішою. Тому особливий акцент слід зробити на ефективному використанні місцевих джерел фосфору, таких як фосфоритне борошно, металургійні шлаки, кісткове борошно та інші промислові відходи. Ці матеріали є недорогими, нерозчинними у воді та поступово розкладаються в ґрунті, забезпечуючи тривале живлення рослин і мінімізуючи ризик вимивання поживних речовин ґрунтовими водами. Втім, використання фосфоритного борошна має і свої побічні наслідки. Разом із фосфором до ґрунту потрапляють незначні кількості радіоактивних елементів, таких як уран і радій. Це додає складності в контексті техногенного радіаційного фону, який формується природними радіонуклідами. Останні виділяються в навколишнє середовище внаслідок діяльності, пов'язаної з використанням природних матеріалів, що містять

радіонукліди, наприклад, спалювання органічного палива або внесення мінеральних добрив [174].

Спалювання органічного палива, особливо кам'яного вугілля, виступає суттєвим джерелом викидів природних радіонуклідів, таких як ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{210}Po і ^{210}Pb , у навколишнє середовище. Вітчизняні теплові електростанції, які використовують вугілля з високим вмістом золи при рівнях очищення, що досягають 90–99%, забезпечують значну кількість викидів цих радіонуклідів в атмосферу. Ці викиди можуть формувати ефективну еквівалентну дозу опромінення у 5–40 разів вищу, ніж від атомних станцій аналогічної потужності [166].

Серед додаткових джерел, що сприяють радіоактивному забрудненню довкілля, виділяється зростаюче використання мінеральних добрив у сільському господарстві, зокрема калійних і фосфорних добрив. Ці речовини містять природні радіонукліди та стають фактором підвищення радіоактивного навантаження на екосистеми. Крім того, кожна форма гірничо-видобувної діяльності супроводжується винесенням на поверхню Землі певної кількості радіоактивних елементів і ізотопів. Особливо це характерно для регіонів із вулканогенними утвореннями, як-от Український кристалічний щит [164].

Додатковий ризик становить антропогенна діяльність, пов'язана із застосуванням джерел іонізуючого випромінювання та радіоактивних ізотопів у виробництві, медицині та наукових дослідженнях. Недостатній контроль над цими джерелами може призводити до серйозних екологічних і радіаційних проблем [172].

Рівні опромінення, спричинені використанням фосфорних добрив, обумовлені наявністю в них ізотопів ^{238}U , ^{232}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra і ^{40}K . За оцінками, ці рівні можуть досягати ефективної еквівалентної дози в 136 мкЗв/рік, що викликає занепокоєння щодо довгострокового впливу на довкілля та здоров'я людини [178].

Позародинні радіонукліди, або ті, що не утворюють рядів родинного

розпаду, включають ізотопи хімічних елементів, які здебільшого вважаються стабільними, оскільки частка їхніх радіоактивних ізотопів є надзвичайно малою. До цієї групи належать ізотопи калію (^{40}K), кальцію (^{48}Ca), рубідію (^{87}Rb), цирконію (^{96}Zr), лантану (^{138}La), самарію (^{147}Sm) та лютецію (^{176}Lu) [152].

Усім викопним органічним і органомінеральним породам, що містять вуглець, властива наявність радіоактивного ізотопу ^{14}C . Однак цей ізотоп, зазвичай, зараховують до радіонуклідів космогенного походження. Найбільший внесок у природну радіоактивність серед ізотопів позародинної групи забезпечує ^{40}K , частка якого в суміші ізотопів калію становить лише 0,012%, тоді як для стабільних ізотопів ^{39}K і ^{41}K ці показники дорівнюють відповідно 93,22% і 6,77%. Періоди напіврозпаду ізотопів цієї групи є дуже тривалими, що дозволяє їх віднести до первинних природних радіонуклідів, на відміну від вторинних радіонуклідів, які є продуктами розпаду первинних. До вторинних належать такі радіоактивні ізотопи, як радон, полоній, радій тощо, поряд із космогенними радіонуклідами. Первинні природні радіонукліди виникли одночасно з формуванням Землі, здійснюючи суттєвий внесок у сучасний радіаційний фон [141].

1.1.2. Особливості міграції радіонуклідів у ґрунті та рослинах

Потрапляючи у ґрунт, радіонукліди поглинаються його компонентами, із яких з часом мігрують у рослинність. Знаючи розподіл радіонуклідів у компонентах цих екосистем та використовуючи коефіцієнт переходу, можна спрогнозувати інтенсивність забруднення рослинницької продукції та у разі потреби вжити відповідних заходів для зниження перешкоджання міграції цих токсикантів у ланцюгу ґрунт → продукція рослин → живі організми [33].

Перебуваючи в рухомому стані, радіонукліди переміщуються в його середовищі. Швидкість переміщення радіонуклідів у ґрунті залежить від його властивостей мінерального складу органічних речовин та інших факторів. Встановлено, що міграція цезію-137 у дерново-підзолистому ґрунті суттєво нижча порівняно з торф'яними і торф'яно-болотними ґрунтами. Така властивість притаманна ґрунтам екологічної зони Полісся. Ґрунти зони Полісся містять не більше 1,0% глини, 0,8-1,2% гумусу, 3-5% мулистій фракції. Такий склад сприяє високому переміщенню радіоактивних елементів у ґрунтовому середовищі. Виявлено, що цезій-137 у цих ґрунтах перебуває у дернині і доволі інтенсивно мігрує у рослинність [89].

Встановлено також різну інтенсивність утримання радіоактивних речовин у ґрунтах. Аналіз літературних першоджерел свідчить, що найвищу сорбційну властивість мають чорноземи. У дерново-опідзоленому та супіщаному ґрунті утримання радіоактивних речовин є нижчими порівняно з чорноземами. Важкі за механічним складом ґрунти утримують сильніше радіоактивні речовини, зокрема, цезій-137, порівняно з ґрунтами легкими [164, 175].

Переміщення в ґрунтовому середовищі цезію-137 значною мірою залежить від його доступності кореневій системі рослин, що суттєво змінює перерозподіл цього токсиканту по профілю ґрунту [41, 52]. Переважно перерозподіл цезію-137 відбувається за рахунок вертикальної міграції [39]. Певні зміни вмісту радіоцезію у ґрунтах відбуваються за рахунок

самодезактивації поверхневого шару ґрунту. Цей процес відбувається за рахунок змивання цезію-137 у водорозчинній формі, яка складає 0,1% від загальної кількості [4, 12, 17, 61]. Інтенсивність самодезактивації поверхневого шару вища на ґрунтах з непорушеною структурою ґрунтів, на яких не проводиться механічна обробка [28, 29, 44].

В умовах торфово-болотних ґрунтів велику роль у міграції радіонуклідів відіграє водний режим та інтенсивність розкладу торфового шару [34, 43]. Хімічна рухливість радіоактивних речовин у ґрунтовому середовищі помітно знижується порівняно з повітряним простором. Інтенсивність переміщення радіоактивних речовин у ґрунтовому середовищі залежить, перш за все, від типу ґрунту. Висока розчинність радіонуклідів характерна карбоневим ґрунтам.

Біологічна доступність радіонуклідів рослинністю значною мірою залежить від розміру часточок випадіння, як правило, розчинність дрібних часточок вища порівняно з великими [83]. Частки глобальних випадіннь, розмір яких складає до 1 мкм, повністю розчинні у воді, тому характеризуються високою рухливістю радіонуклідів [166].

Цезій-137 сорбується ґрунтом за типом обмінно-іонного поглинання і практично не мігрує по вертикалі [67, 96].

На ґрунтах лук і пасовищ, на яких не проводили механічний обробіток, переважна частина цезію-137, яка потрапила з атмосфери, зосереджена у 5-сантиметровому прошарку ґрунту [129, 183].

Необхідно відмітити, що при вирощуванні рослин у водній культурі поглинання радіонуклідів виявляється значно інтенсивнішим, ніж під час вирощування на ґрунтах з аналогічним рівнем радіоактивності. Це обумовлено властивістю твердої фази ґрунту утримувати та сорбувати радіонукліди. Здатність ґрунту до утримання радіонуклідів варіює залежно від його типу. Значною мірою це визначається механічним і мінералогічним складом ґрунту, які є ключовими чинниками в процесах міграції радіонуклідів у ґрунті та їх подальшого потрапляння в рослини [173].

Здатність ґрунтів до сорбції зростає зі збільшенням дисперсності їх механічних елементів. Наукові дослідження підтверджують, що навіть у межах одного типу ґрунту варіація вмісту глинистих часток з діаметром менше 0,001 мм може впливати на накопичення радіонуклідів рослинами. Найефективніше утримують радіоактивні продукти розпаду частинки мулової фракції ґрунту [159].

Дрібнодисперсні та мулисті частки високодисперсних фракцій ґрунтів характеризуються значним вмістом органічних речовин, які істотно впливають на процеси міграції радіонуклідів. Із зростанням концентрації гумусу в ґрунті інтенсивність перенесення радіонуклідів у рослини знижується. Це зумовлено тим, що гумінові та фульвокислоти, які присутні у складі гумусу, мають високу здатність до зв'язування і утримування радіонуклідів. Завдяки цьому формуються стабільні комплексні сполуки, тяжкість проникнення яких у рослинний організм є значно нижчою [148].

У більших пиловатих фракціях ґрунту відзначається помітне зменшення вмісту органічних речовин, а в дрібному піску вони майже повністю відсутні. Торф'яні ґрунти, у свою чергу, містять дуже високий рівень органічних речовин (до 90%), однак більшість із них представлена напіврозкладеними залишками рослин. Водночас кількість гумусу у торф'яних ґрунтах є відносно низькою [149].

Мінеральна складова торф'яних ґрунтів, зокрема дрібнодисперсна фракція, є незначною за обсягом. Крім цього, обсяг обмінних катіонів у торф'яних ґрунтах також обмежений, що обумовлює їх низьку катіонну ємність і, відповідно, слабку здатність до утримування радіонуклідів [144].

Сукупність зазначених властивостей різних типів ґрунтів визначає їх інтегральну, хоч і неспецифічну, здатність до сорбції та утримування радіонуклідів. Враховуючи зростання цієї здатності, можна виокремити наступну градацію основних типів ґрунтів: торф'яні → підзолисті → дерново-підзолисті → сірі лісові → лугові → сіроземи → каштанові → чорноземи [110].

1.1.3. Наслідки радіаційного навантаження на ґрунти

Потрапивши в ґрунт, радіоактивні речовини закріплюються в його компонентах завдяки сорбційним властивостям. Однак частина радіоактивних речовин потрапляє у трофічний ланцюг рослин і накопичується в їхніх тканинах, погіршуючи їхню якість. Однак частина радіоактивних речовин в трофічний ланцюг рослин і накопичується в їхніх тканинах, погіршуючи їхню якість. Виявлено, що цезій-137 і стронцій-90 може накопичуватись у всіх складових частинах рослин, зокрема, у кореневій системі, стеблі, суцвітті та насінні, а також у нектарі і квітковому пилку [155].

Встановлено, що забруднення ґрунтів радіонуклідами призводить до накопичення їх в рослинній продукції, а в подальшому і в продуктах харчування. При чому в урожаї сільськогосподарських культур виявлено у декілька разів вищий вміст цезію-137 порівняно з вмістом його у ґрунті [135].

Встановлено, що трав'яні рослини, які зростають на неокультурених природних угіддях, характеризуються найвищим рівнем накопичення цезію-137, дещо нижчим – овочі, бульби і коренеплоди, тоді як найнижчим – зернові культури. Різниця коефіцієнтів переходу цезію-137 між травами і зерновими складає 50-100 разів на органогенних ґрунтах та від 5 до 30 разів – на мінеральних [134].

Найбільша кількість стронцію-90 накопичується у насінні зернових культур, порівняно з коренеплодами до 4 разів та з овочами – до 10 разів більше [128].

Виявлено накопичення радіонуклідів не тільки у вегетативній масі та насінні, але й у квітковому пилку, що залежало від рівня забруднення ґрунтів і ботанічного походження рослин. Зокрема, на ґрунтах з високою концентрацією радіонуклідів мігрує більше таких речовин у квітковий пилок порівняно з ґрунтами із низьким рівнем забруднення [23]. Найвищий рівень

радіонуклідів виявлено у квітковому пилку з бобових нектаропилконосів.

Виявлено також негативний вплив радіоактивних речовин на ґрунтову мікробіоту. Встановлено, що забруднення ґрунту радіоактивними речовинами порушує структуру та функцію білків і викликає певні зміни клітинної мембрани. Також порушується структура та функціонування ДНК ґрунтових мікроорганізмів. Ґрунтова мікробіота по-різному реагує на радіаційне забруднення ґрунтів. Одні із них мають низьку стійкість, інші – досить високу, що залежить від генетичних та біохімічних процесів [172].

Доведено також і певний вплив речовин на онтогенез рослин. Недостатня кількість для зростання рослин у ґрунті калію та кальцію призводить до інтенсивного засвоєння рослинами цезію-137 та стронцію-90 і, як наслідок, виникнення некрозу та хлорозу, а також виникає окислювальний стрес, пошкоджується листова мембрана, знижується біомаса рослин та вміст хлорофілу за рахунок впливу на фотосинтетичні пігменти. Виявлено також зниження схожості насіння. Загалом радіоактивні речовини здатні пошкоджувати генетичний матеріал, викликаючи зміну ДНК [109].

У післяаварійний на Чорнобильській АЕС період основну дозу внутрішнього опромінення формують цезій-137 та стронцій-90. Це пояснюється надходженням радіонуклідів до організму з продуктами харчування [16]. Виявлено, що цезій-137, який всмоктується у шлунково-кишковому тракті майже на 100% створює до 95% внутрішнього опромінення людини [1].

Використання продукції рослинництва в якості продовольчої сировини призводить до накопичення радіоактивних речовин у тканинах та органах людини, що викликає низку порушень. Зокрема, пошкоджується ДНК, вільнорадикальне окислення та відбуваються генетичні порушення, що в кінцевому результаті призводить до руйнування імунної ланки організму [88].

Рівень захворювання населення, яке проживає на забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС територіях, від 20% до десятка разів

вищий. Особливу небезпеку радіоактивні речовини представляють для дітей у структурі захворювань, в яких перше місце займають хвороби органів дихання, ендокринної системи та обміну речовин. Чітка тенденція спостерігається у збільшенні хвороб органів травлення [54].

1.2. Способи та ефективність очищення ґрунтів від радіаційного забруднення

Головними завданнями програми ліквідації наслідків забруднення навколишнього середовища після аварії на Чорнобильській АЕС є обмеження дози опромінення населення до встановлених нормативів. Вирішення цієї проблеми базується на двох основних засадах. Перший із них направлений на переселення всіх людей з територій, які відносяться до зони обов'язкового відселення, та бажаючих із зони добровільного гарантованого відселення. Другий напрямок включає зниження дози зовнішнього та внутрішнього опромінення, останнє із яких формується за рахунок інкорпорованих радіоактивних речовин, що потрапляють в організм із продуктами харчування та водою. Адже доведено, що від продуктів харчування, вироблених на забруднених територіях, населення отримує до 95% загальної дози опромінення.

Одним із основних завдань підвищення якості продуктів харчування є зниження рівня забруднення ґрунтів, як початкової ланки надходження цих токсикантів по харчовому ланцюгу [24]. На даному етапі розвитку агропромислового виробництва, в умовах радіоактивного навантаження на ґрунти сільськогосподарських угідь, важливим завданням є пошук шляхів зниження рівня забруднення сільськогосподарської продукції, перш за все, за рахунок підвищення якості ґрунтів [57].

У сучасних умовах значної актуальності набуває розробка ефективних засобів зменшення залучення радіонуклідів у біологічний кругообіг, зниження рівнів накопичення радіоактивних речовин у рослинах, тваринах, а

також у продукції рослинного та тваринного походження. У цьому контексті важливим завданням є формування науково обґрунтованої системи ведення агропромислового виробництва, що мінімізує радіаційний вплив на людину, а інколи на рослини і тварини.

Для підвищення продуктивності сільськогосподарських культур використовуються мінеральні та органічні добрива відповідно до загальних рекомендацій для кожної ґрунтово-кліматичної зони. Найсуттєвіший ефект на урожайність мають ті добрива, що містять поживні елементи, дефіцит яких найбільше обмежує потенціал урожаю на конкретному типі ґрунту. Зокрема, у дерново-підзолистому ґрунті, зазвичай, спостерігається дефіцит азоту, тоді як важкі за гранулометричним складом ґрунти різних типів частіше зазнають одночасного дефіциту азоту та фосфору. У чорноземах основним фактором, що обмежує урожайність, найчастіше є нестача фосфору, тоді як вилугувані чорноземи характеризуються дефіцитом азоту [174].

Легкі піщані ґрунти за своєю природою збіднені на поживні елементи, тому забезпечують добрі врожаї за умови внесення комплексного мінерального добрива. Крім того, для досягнення високого рівня урожайності на таких ґрунтах істотну роль відіграють добрива, що містять магній, який є важливим компонентом рослинного живлення в цих умовах [139].

В умовах сучасного сільського господарства інтенсивні технології вирощування культур вимагають обов'язкового і регулярного внесення органічних і мінеральних добрив, а також, за потреби, проведення вапнування ґрунтів. Фосфорні та калійні добрива часто використовуються у кількостях, що перевищують реальну потребу рослин у цих елементах.

Зменшення концентрації радіонуклідів у врожаї при застосуванні добрив може пояснюватися декількома чинниками. Це, зокрема, покращення умов живлення рослин, що сприяє збільшенню біомаси і, відповідно, «розбавленню» радіонуклідів; підвищення кількості обмінних катіонів у ґрунті, зокрема калію і кальцію; посилення антагоністичної взаємодії між

іонами радіонуклідів та внесеними солями у процесі кореневого засвоєння; а також зменшення доступності радіонуклідів для корневих систем через їхнє перетворення у важкодоступні сполуки або фіксацію в обмінних формах через реакцію з добривами [58].

Ефективність застосування мінеральних добрив та вапнування кислих ґрунтів для зниження вмісту радіонуклідів у рослинах суттєво залежить від родючості ґрунту. На слабородючих ґрунтах, ґрунтах легкого гранулометричного складу або з низьким вмістом гумусу ефект зменшення концентрації радіонуклідів у рослинах, порівняно з неудобреними контрольними ділянками, є значно вираженішим, ніж на високородючих ґрунтах. Ці відмінності необхідно враховувати при оцінюванні ефективності меліоративних заходів, спрямованих на зниження рівня акумуляції радіонуклідів у рослинах на забруднених територіях із різною родючістю ґрунтів [55].

Різнманітні умови калійного живлення не лише регулюють процес накопичення цезію-137 у рослинах, але й впливають на його розподіл між зерном і соломою. Застосування високих доз калію спричиняє зниження концентрації цезію-137 у зерні у 2-5 разів порівняно зі соломою, що підкреслює роль калію як захисного фактора для репродуктивної частини рослин. Найефективнішою кількістю калію для зменшення накопичення цезію-137 у рослинах на дерново-підзолистому середньо-суглинистому ґрунті є доза, що еквівалентна 12,5% від ємності поглинання ґрунту [38].

Тривале застосування азотних добрив демонструє тенденцію до помірного зниження концентрації цезію-137 у зерні вівса, отриманому на дерново-підзолистому ґрунті. При цьому азот, внесений у формі нітратів, практично не впливає на процес накопичення цезію-137 у врожаї [32].

У свою чергу, внесення фосфорних добрив сприяє суттєвому зменшенню надходження цезію-137 у рослинну масу. Наприклад, при їх додаванні до вилуженого чорнозему спостерігається зменшення вмісту цезію-137 у надземній біомасі пшениці на 30 %.

Додавання органічних добрив до ґрунту значно знижує потрапляння радіоцезію у врожай рослин, причому найбільший ефект отримують на ґрунтах легкого гранулометричного складу. Органічна речовина має властивість сорбувати незначні кількості цезію-137, однак він залишається досить рухомим в таких умовах. Через це на торф'яних ґрунтах, багатих на органічну речовину, цезій-137 інтенсивніше накопичується в рослинах порівняно з ґрунтами важчих текстур, які містять менше органічної речовини [48].

Внесення в ґрунт органічних добрив у формі гною чи перегною зменшує перехід цезію-137 у рослини у 2-5 разів. Однак при тривалому використанні мінеральних добрив одночасне застосування гною може призводити до збільшення концентрації цього радіонукліду у рослинах у 2-4 рази. Таким чином, комплексні заходи, що спрямовані на підвищення родючості ґрунтів і досягнення максимальної врожайності сільськогосподарських культур, водночас сприяють зниженню накопичення цезію-137 у рослинницькій продукції [52].

Підвищення врожаю значною мірою залежить від правильного внесення поживних елементів у пропорціях, які відповідають потребам конкретних культур. Для зернових і просапних культур оптимальне співвідношення

$N : P_2O_5 : K_2O$ становить 1:1:0,7, для картоплі та столового буряку – 1:1,2:1,2, для овочевих культур – 1:1,4:1,4. На ґрунтах, забруднених стронцієм-90 та цезієм-137, рекомендовано використання мінеральних добрив із підвищеним вмістом фосфору та калію порівняно з азотом. При цьому азотні добрива слід застосовувати в обсягах, що забезпечують максимальний приріст урожайності відповідно до ґрунтово-кліматичних умов [38].

Рішення екологічних проблем, спричинених забрудненням біосфери «довгоживучими» радіонуклідами, вимагає розробки сучасних методів створення високоефективних сорбентів. Дослідження у сфері сорбційних технологій спрямовані на виготовлення матеріалів із покращеними

селективними, кінетичними та експлуатаційними характеристиками. Для досягнення цієї мети проводиться синтез новітніх матеріалів або вдосконалення наявних за допомогою їх модифікування [32].

Основною проблемою більшості наявних сорбентів є обмеженість робочого діапазону рН, зміна якого викликає їхню деполімеризацію. Це призводить до втрати властивостей матеріалу для полімерних іонообмінних смол або до змін у заряді поверхні матеріалу, що визначає спорідненість до певних йонів, як у випадку з органічними сорбентами та природними чи синтетичними неорганічними поглиначами. Неорганічні сорбенти, за винятком солей фероціанідів перехідних металів, мають ще одну ключову проблему – низькі кінетичні характеристики. Тривалий час досягнення сорбційної рівноваги, який іноді становить години чи навіть дні, є істотним недоліком для ефективного застосування таких матеріалів [36].

Розробка новітніх та оптимізація існуючих методів і матеріалів для дезактивації рідких радіоактивних відходів, зокрема, видалення мікрокількостей цезію, відіграє ключову роль у забезпеченні екологічної безпеки. Традиційно для вилучення радіонуклідів із водних розчинів застосовують широкий спектр фізико-хімічних методів, включаючи мембранні технології, електрохімічні, біохімічні процеси, сорбцію та реагентну обробку. Серед них сорбційні методи залишаються найбільш доступними, економічно вигідними та технологічно простими. Вони базуються на використанні різноманітних сорбційних матеріалів, як природних, так і синтетичних, зокрема, іонообмінних, комплексоутворюючих та композиційних [62].

Ефективність сорбентів, зазвичай, оцінюється такими параметрами як сорбційна ємність, ступінь вилучення радіонуклідів, коефіцієнт розподілу між фазами та швидкість досягнення сорбційної рівноваги. На ці показники прямо впливає хімічна природа матеріалів, що використовуються для сорбції. Успішність поглинання радіоактивного цезію залежить значною мірою не лише від концентрації радіоактивних елементів, але й від природи та

концентрації супутніх іонів у системі, а також від кислотно-лужного балансу середовища [80].

Додатковими критеріями вибору сорбційних матеріалів є їх хімічна, механічна та радіаційна стійкість, що визначає довговічність і надійність матеріалу при експлуатації. Не менш важливе значення має вартісний аспект, оскільки він впливає на економічну доцільність застосування того чи іншого сорбенту. При цьому слід враховувати питання поводження з відпрацьованими сорбентами, зокрема, можливість їх регенерації або утилізації. Цей аспект залежить від рівня накопиченої радіаційної активності матеріалів та від їх хімічної природи, що потребує поглибленого вивчення та спеціального аналізу [118].

Підвищення якості ґрунту, тобто зниження вмісту в ньому радіоактивних речовин, можливе за рахунок видалення з нього цих токсикантів.

Промивання ґрунту є одним із способів видалення з ґрунту радіоактивних речовин, зокрема, Sr, Cs, U, Ra та Th. Суть цього способу полягає у видаленні із ґрунту з водним розчином радіоактивних речовин. На інтенсивність видалення радіоактивних речовин з ґрунту внаслідок його промивання суттєво впливають властивості забруднюючих речовин та компонентів ґрунту. Даний спосіб очищення ґрунту від забруднюючих речовин ефективний в тому випадку, якщо він містить великі фракції, а вміст мулу та глини складає не більше 25%. Підвищення ефективності видалення забруднюючих речовин із ґрунту можна досягнути за рахунок введення у розчинник кислоти. При поєднанні розчинника з іонним обміном знижує концентрацію урану у ґрунті в середньому з 70 частин на мільйон до 20,7 частин на мільйон. На практиці доведено таку високу ефективність зниження забруднення ґрунту. Зокрема, промивання ґрунту на ділянках у Нью-Джерсі та Теннессі зменшило масу забруднених ґрунтів на 64% та 70% відповідно [141].

Електрокінетичне очищення ґрунту є процесом екстракції, який

вилучає радіонукліди із насичених або ненасичених ґрунтів. Перевагою цього методу є те, що відновлення ґрунтів може бути виконане без їх розкопки. Цей процес суттєво знижує витрати, пов'язані з виїмкою ґрунту, транспортуванням і утилізацією. Однак, недоліком є те, що ефективність цього методу знижується при вмісту вологи менше 10%, а також при перешкодах перепадах в електропровідності [131].

Певний вплив на зниження у ґрунті цезію-137 має висока температура, яка призводить до випаровування цього токсиканта. Однак, очищення ґрунту, забрудненого радіоцезієм, термообробкою вимагає значних витрат порівняно з іншими методами.

Різні види рослин мають здатність накопичувати велику кількість радіоактивних речовин у надземній частині, що знижує рівень забруднення ґрунту [121].

Фіторе mediaція – забруднених ґрунтів ґрунтується на винесенні з них фітомасою радіоактивних речовин. Ефективність фіторе mediaції в значній мірі залежить від ефективності поглинання радіоактивних речовин та накопиченні їх у вегетативній масі рослин. Як правило, рослини можуть виживати за високих концентрацій радіоактивних речовин у ґрунті, не знижуючи урожайність вегетативної маси та зерна. Реакція рослин на накопичення радіоактивних речовин в їх вегетативній масі включає складні процеси, зокрема, синтез фітохелатів, органічних кислот та металотіонеїнів [12, 16].

Дослідження показали, що соняшник звичайний має здатність видаляти з води та ґрунту різні радіоактивні речовини, такі як ^{137}Cs , U та ^{90}Sr . Однак щиріця загнута ефективно накопичує ^{90}Sr та ^{137}Cs у пагонах. Кукурудза звичайна, виринниця гичкувата, виринниця водяна та рогіз широколистий ефективно видаляють U із ґрунту та води. Було виявлено, що золотоболотник, соняшник звичайний та пшениця м'яка ефективно поглинають цезій, стронцій та торій [10].

Важливим фактором, пов'язаним із фіторе mediaцією, є доступність

радіоактивних речовин для поглинання рослинами. Для підвищення ефективності фітореMediaції застосовують різні кислоти, що підвищують накопичення радіоактивних речовин рослинами бок-чой та гірчицею салатною. Доведено, що щавлева та лимонна кислоти підвищують фітоекстракцію урану. Також встановлено, що додавання пташиного посліду збільшує накопичення цезію та стронцію в сорго алепському [12].

Наприкінці 1990-х років, використовуючи індійську гірчицю, аркадію, комерційний сорт брокколі, капусту та цвітну капусту, кохію, тепари, вику волохату, колоніальну овсяницю, червону овсяницю та очерет, було доведено можливість використання цих рослин для фітореMediaції забрудненого цезієм-137 ґрунту. Пізніше Ласат та ін. (1998), використовуючи індійську гірчицю та квасолю тепарі, виявили високий їх потенціал для вилучення цезію-137 із забрудненого ґрунту. Також було доведено вплив добрива аміачної селітри на поглинання цезію в індійській гірчиці та бобах тепарі, виявивши, що іон амонію здатний десорбувати іони цезію-137 з мінералів ґрунту [12].

Сандіп і Манджайя (2007) у дослідженнях отримали найвищі коефіцієнти перенесення цезію-137 шпинатом [19]. Садхасівам, Пітчамутху та Айяву (2010) досліджували фітоекстракцію цезію-137 у присутності добрива хлориду амонію і виявили вищу інтенсивність накопичення радіонукліду у вегетативній масі амаранту порівняно з кукурудзою та соняшником [18]. Джедіді та ін. (2014) вивчали поглинання стабільного цезію комацуною за її інокуляції *Bacillus* та *Azospirillum*, у результаті ними виявлено вищу ефективність біоаккумуляції [9]. Ден та ін. (2015) досліджували фітоекстракцію стабільного цезію за допомогою *Amaranthus mangostanus* L., вони встановили, що із зменшенням хлоридів в амарині спостерігалось збільшення вмісту цезію в ґрунті [8]. Фукуда та ін. (2014) провели пошук 188 штамів водоростей і водних рослин, які могли б вивести цезій, стронцій і йод із забрудненої води, і виявили, що водорості *Eustigmatophyceae*, *Florideophyceae* і *Chlorophyta* і рослина *Tracheophyta*

мають найбільшу здатність до перенесення цезію-137 з прісної води протягом 8 днів після контакту [10].

1.3. Заходи щодо підвищення ефективності використання ґрунтів у рослинництві, що потрапили під радіаційне забруднення

Основним заходом для підвищення ефективності використання ґрунтів, що зазнали радіоактивного забруднення від розсіяних у земній корі штучних радіонуклідів, є перешкоджання їх переміщенню у рослинницьку продукцію. Практика показує, що основою цього способу є організаційні, агротехнічні, агрохімічні та технологічні міроприємства, що спрямовані на перешкоджання переміщення радіонуклідів у ланцюгу ґрунт → рослини.

Організаційні заходи передбачають фінансове забезпечення, проведення моніторингу забруднення, систематизацію інформації про стан забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь та створення картограм щільності забруднення. Відповідно до розробленої картограми щільності забруднення ґрунтів визначається напрямок їх використання, зокрема, території для виробництва продовольчої продукції рослинництва, фуражної продукції рослинництва, технічної переробки та виробництва насіннєвого матеріалу. Водночас, на підставі даних інтенсивності забруднення ґрунтів радіоактивними речовинами та коефіцієнтів їх накопичення прогнозується рівень накопичення цих токсикантів у майбутньому врожаї. Розробляють контрзаходи щодо перешкоджання міграції радіоактивних речовин з ґрунту в урожай сільськогосподарських культур та прогнозують їх ефективність. При плануванні сівозміни віддають перевагу вирощуванню та розширенню площ під посіви культур, які характеризуються низьким рівнем накопичення радіонуклідів [27].

Аналіз практичного застосування відомих заходів щодо підвищення ефективності використання забруднених територій показує, що основним із них є агрохімічний. Даний напрямок включає: використання мінеральних та

органічних добрив, вапнування ґрунтів з високою кислотністю, внесення в ґрунти сорбентів та меліорацію природних лук [35].

За використання мінеральних та органічних добрив виявлено різні параметри зниження вмісту радіоактивних речовин у продукції рослинництва. Зокрема, встановлено, що кислі азотні добрива переважно підвищують переміщення радіонуклідів з ґрунту в рослини. Фосфорні добрива дещо знижують перехід радіонуклідів у системі ґрунт → рослини. Добрива є найбільш ефективні при зниженні цезію-137 у рослинній продукції [86].

Калій є одним із важливих елементів живлення рослин. Даний елемент за його дефіциту у ґрунті може сприяти підвищеному засвоєнню цезію-137 рослинами. Зокрема, виявлено, що відношення цезію до калію у ґрунті 1:3 сприяє високому зниженню засвоєння рослинами цього радіонукліду [147, 151].

Удобрення ґрунтів калійними добривами з метою зниження забруднення урожаю цезієм-137 має певні особливості. Так, за підвищення відношення цезію до калію в ґрунті 1:9 знижує вміст цезію у зерні до 90%, а при 1:18 – лише на 15%.

Зниженню доступності радіоактивних речовин рослинами відмічено як при удобренні ґрунтів окремо взятим мінеральним добривом, так і за комплексного їх використання з оптимальним співвідношенням елементів (NPK) 1:1,5:2. Комплексне використання мінеральних і органічних добрив додає ще більше можливостей для реабілітації забруднених земель [99].

Аналіз результатів досліджень щодо ефективності застосування мінеральних добрив на радіоактивно забруднених ґрунтах вказує на позитивний вплив фосфорних добрив, які сприяють зниженню міграції стронцію-90 у зерні пшениці озимої та ярої. При цьому встановлено, що за удобрення ґрунтів фосфорними добривами в зерні пшениці озимої та ярої вміст стронцію-90 знизився у два рази. За використання амофосів із сірчано-кислим кальцієм та фосфорно-калійних добрив вміст цезію-137 у рослинах

знижувався до 2,5 разів. За удобрення ґрунтів калійними добривами спостерігалось зниження цезію-137 до 42% [63].

Органічні добрива, зокрема, гній і сапропель сприяють підвищенню поглинальної здатності ґрунту з одночасним зниженням його кислотності. За таких умов у ґрунтах утворюються органічно-мінеральні комплекси, завдяки яким радіоактивні речовини знижують свою активність переходу у рослини. При внесенні органічних добрив із розрахунку 50-80 т/га інтенсивність міграції радіонуклідів у рослинність знижується до трьох разів. Використання свіжого гною небажане, так як при цьому спостерігається різке зростання переходу радіонуклідів у рослинницьку продукцію [51].

Позитивний вплив на підвищення урожайності та якості продукції рослинництва на забруднених територіях спостерігається при удобренні ґрунтів торфо-гноєвим компостом, що сприяє зниженню перерозподілу радіонуклідів у рослинність до трьох разів. Внесення в ґрунти з низьким вмістом гумусу знижує перехід стронцію-90 у зерно злаків (пшениця і ячмінь) до 80% [38].

Практика показує, що рівень використання органічних добрив різко знизився через його дефіцит. Натомість підвищується зацікавленість у використанні органічного осаду водойм (сапропель). Цей органічний осад характеризується високим вмістом поживних макро- і мікроелементів та інших активних речовин, що підвищують родючість ґрунту та якість виробленої продукції. Водночас, варто відзначити ефективність використання біогумусу, виробленого за участі дощових черв'яків, а також добрив, утворених у процесі ферментації органічних відходів за участі термофільних бактерій. Використання цих добрив на радіоактивно забруднених ґрунтах не тільки знижує перехід радіонуклідів у рослинницьку продукцію, але й підвищує її якість та урожайність [121].

Внесення в ґрунти цеоліту сприяє зниженню переходу радіоактивних речовин у рослинність лише через декілька років. Надзвичайно важливим заходом для зменшення переходу радіоактивних речовин у рослинність є

зниження рН ґрунтового середовища шляхом внесення вапна, дефекату, крейди та інших. Цей захід дозволяє підтримувати рН ґрунтів на рівні слабокислих чи нейтральних, що сприяє зниженню переходу цезію-137 у рослинність [58].

Помітний вплив на виробництво продукції рослинництва на ґрунтах, що зазнали радіоактивного забруднення, має сівозміна, яка передбачає почерговість вирощування на одному і тому ж полі протягом певного періоду сільськогосподарських культур. Завдяки сівозміні та набору у ній культур, яким характерний низький рівень накопичення радіонуклідів, можна зменшити міграцію цих токсикантів в урожаї до 13 разів [129].

В умовах природних лук ефективним способом зниження надходження радіонуклідів у рослинність є докорінне поліпшення природних лук, яке передбачає їх переорювання та висів злаку бобових трав. Таке докорінне відновлення природних лук дає можливість знизити перехід радіоактивних речовин у травостої до 10 разів [100].

Варто також відмітити, що внесення у ґрунти мінеральних і органічних добрив для зниження їх кислотності є одним із головних ефективних заходів у реабілітації ґрунтів, які зазнали радіоактивного забруднення. Серед зазначених агрохімічних заходів найвищу ефективність зниження цезію-137 у рослинності мають калійні добрива, в меншій мірі – органічні, однак вони мають більшу ефективність підвищення родючості ґрунтів [36].

Висновки до 1 розділу

Аналіз літературних першоджерел щодо радіаційної ситуації в зоні Полісся України свідчить, що серед штучних джерел іонізуючого випромінювання найбільшу небезпеку через високий рівень забруднення ґрунтів представляє цезій-137. Попри те, за 37 років після аварії на Чорнобильській АЕС кількість цезію-137 у ґрунтах зменшилася в кілька разів, але його висока здатність накопичуватися в рослинницькій продукції та значний перехід в організм людини через споживання все ще роблять істотний внесок у дозу опромінення населення. Водночас це чинить певний негативний вплив на мікробіоту ґрунтів і рослинність.

Поряд з цим необхідно відмітити певну небезпеку в ґрунті природних радіонуклідів, таких як калій-40, радій-226, торій-232 та інші, джерелом надходження яких є переважно мінеральні добрива, обсяг використання яких щороку зростає.

Основним із заходів щодо підвищення ефективності використання ґрунтів, що зазнали радіаційного забруднення, є зниження інтенсивності переходу радіоактивних речовин у системі ґрунт → продукція рослинництва. Цей підхід переважно передбачає застосування агрохімічних заходів у рослинництві, що мають високу ефективність у зниженні накопичення радіоактивних речовин у рослинницькій продукції.

Серед таких заходів – внесення у ґрунти калійних та органічних добрив особливо перегною, дотримання сівоzmіни з перевагою культур, що мають низький рівень накопичення цезію-137, коригування рН ґрунтового середовища та інші. Водночас, необхідно відмітити, що на практиці недостатньо приділяється уваги підвищенні ефективності очищенню ґрунтів від радіоактивних речовин, як природного, так і штучного походження за рахунок удосконалення існуючих технологій, зокрема, фіторе mediaції.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє. Національна доповідь України. Атіка. 2006. 224 с.
2. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. КІМ. 2011. 395 с.
3. Alewell C., Pitois A., Meusburger K., Ketterer M., Mabit L. $^{239+240}\text{Pu}$ from “contaminant” to soil erosion tracer: Where do we stand? *Earth-Science Reviews*. 2017. Vol. 172. P. 107–123
4. Al-Oudat M., Asfary A.F., Mukhalallti H., Al-Hamwi A., Kanakri S. Transfer factors of ^{137}Cs and ^{90}Sr from soil to trees in arid regions. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006 Vol. 90 (1). P. 78–88
5. Application of the prediction of ecosystem contamination for the exposure dose calculation in postcatastrophe period. A. Kovalchuk, V. Krasnov, V. Levitsky at al. 6-th International Scientific Conference, SATERRA (Mittweida, November 11, 2004). *Journal of the University of Applied Sciences Mittweida*. 2004. №. 7. 17 p.
6. Bazyka D., Sushko V., Chumak A. Health effects of the Chornobyl Accident Thirty Years Aftermath. Kyiv: DIA, 2016. 524 p. http://nrcrm.gov.ua/downloads/2017/monograph_last.pdf
7. Bulubasa G., Costinel D., Miu A.F., Ene M.R. Activity concentrations of ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{40}K radionuclides in honey samples from Romania. Lifetime cancer risk estimated. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021. Vol. 234. № 106626. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106626>
8. Dan W., Xiaoxue Z., Xuegang L., Yunlai T. Phytoextraction Ability of *Amaranthus mangostanus* L. from Contaminated Soils with Cs or Sr. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*. 2015. Vol. 6. № 277. DOI: 10.4172/2155-6199.1000277.
9. Djedidi S., Kojima K., Yamaya H., Ohkama-Ohtsu N. Stable Cesium Uptake and Accumulation Capacities of Five Plant Species as Influenced by Bacterial Inoculation and Cesium Distribution in the Soil. *Journal of Plant*

Research. 2014. № 127 (5). P. 585-597.

10. Fukuda S.Y., Iwamoto K., Atsumi M., Yokoyama A., Nakayama T., Ishida K.I., Inouye I., Shiraiwa Y. Global Searches for Microalgae and Aquatic Plants that can Eliminate Radioactive Cesium, Iodine and Strontium from the Radio-polluted Aquatic Environment: A Bioremediation Strategy. *Journal of Plant Research*. 2014. № 127 (1). P. 79-89.

11. Health effects of the Chernobyl Accident Thirty Years Aftermath. D. Bazyka, V. Sushko, A. Chumak [et al.] Kyiv: DIA, 2016. 524 p. http://nrcrm.gov.ua/downloads/2017/monograph_last.pdf

12. Lasat M.M., Fuhrmann M., Ebbs S.D., Cornish J.E., Kochian L.V. Phytoremediation of a Radiocesium-Contaminated Soil: Evaluation of Cesium-137 Bioaccumulation in the Shoots of Three Plant Species. *Journal of Environmental Quality*. 1998. № 27 (1). P. 165-169.

13. Lokas E., Bartmiński P., Wachniew P., Mietelski J.W., Kawiak T., Środoń J. Sources and pathways of artificial radionuclides to soils at a High Arctic site. *Environmental Science and Pollution Research*. 2014. Vol. 21 (21). P. 12479-12493

14. Lujaniene G., Valiulis D., Bycenkiene S., Sakalys J., Povinec P.P. Plutonium isotopes and ^{241}Am in the atmosphere of Lithuania: A comparison of different source terms. *Atmospheric Environment*. 2012. Vol. 61. P. 419-427

15. Madzunya D., Dudu V.P., Mathuthu M., Manjoro M. Radiological health risk assessment of drinking water and soil dust from Gauteng and North West Provinces, in South Africa. *Heliyon*. 2020. Vol. 6 (2). № e03392. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03392>

16. Moosavi S.G., Mohamd J.S. Phytoremediation: a review. *Advance in Agriculture and Biology*. 2013. Vol. 1 (1). P. 5-11.

17. Romanchuk L.D., Fedonyuk T.P., Fedonyuk R.G. Model of influence of landscape vegetation on mass transfer processes. *Biosystem Diversity*. 2017. Vol. 25 (3). P. 203-209. DOI: <https://doi.org/10.15421/011731>

18. Sadhasivam M., Pitchamuthu S. Ayyavu V. Chemically Induced Phytoextraction of Caesium-137. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1-6. August 2010, Brisbane, Australia. 2010. P. 39-41.
19. Sandeep S., Manjaiah K.M. Transfer Factors of ^{134}Cs to Crops from Typic Haplustept under Tropical Region as Influenced by Potassium Application. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. № 99 (2). P. 349-358.
20. Singh B.S.M., Singh D., Dhal N.K. Enhanced phytoremediation strategy for sustainable management of heavy metals and radionuclides. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2022. Vol. 5. № 100176. DOI: 10.1016/j.cscee.2021.100176
21. Sun-Wook Jeong, Yong Jun Choi. Research Perspective of an Extremophilic Bacterium, *Deinococcus radiodurans* on Bioremediation of Radioactive Wastes. *Applied Chemistry for Engineering*. 2017. Vol. 28, № 2. P. 133-140. DOI: 10.14478/ace.2017.1003
22. Zheng M.J., Murad A., Zhou X.D., Yi P., Alshamsi D., Hussein S., Chen L., Hou X.L., Aldahan A., Yu Z.B. Distribution and sources of ^{226}Ra in groundwater of arid region. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2016. Vol. 309. P. 667-675
23. Алешугіна Н.О., Барановський М.О., Барановська О.В., Зеленська О.О., Куценко В.І. Сільські депресивні території Полісся: монографія. Ніжин: Вид. НДУ імені Миколи Гоголя, 2010. 315 с.
24. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення. Розроблено ТОВ «Інтелектуальні системи ГЕО» на замовлення Міністерства надзвичайних ситуацій України. Київ, 2011. 52 с.
25. Бабич А.О., Кулик М.Ф., Макаренко П.С. Методика проведення дослідів з кормовиробництва і годівлі тварин. Київ: Аграрна наука. 1998. 78 с.
26. Барановський М.О., Барановська О.В. Радіаційне забруднення території Чернігівської області: особливості, динаміка та наслідки. *Фізична*

географія та геоморфологія. 2016. Вип. 3 (83). С. 48-54.

27. Батлук В.А. Радіаційна екологія. Київ: Знання. 2009. 309 с.
28. Бебешко В.Г. Базика Д.А., Романенко А.Ю., Лобановський К.М. Радіологічні та медичні наслідки Чорнобильської катастрофи. *Журнал НАМН України*. 2011. Т.17. №2. С. 132-138
29. Боговін А.В., Сайко В.Ф., Пташник М.М. Підвищення продуктивності луко-пасовищних угідь на осушених низинних торфовищах Полісся. *Землеробство*. 2012. Вип. 84. С. 11-17.
30. Бондар О.І., Дутов О.І. Концептуальні підходи до напрямків можливого використання у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель. *Екологічні науки*. 2015. № 1. С. 187-194.
31. Булигін С.Ю. та ін. Сучасний стан мінімалізації наслідків Чорнобильської катастрофи. *Вісник аграрної науки*. 2012. № 7. С. 54-57.
32. Булигін С.Ю., Прістер Б.С., Фурдичко О.І., Дутов О.І. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи. *Вісник аграрної науки*. 2012. № 5. С. 53-57.
33. Булигін С.Ю., Фурдичко О.І., Бондар О.І., Дутов О.І. Визначення критичності агропродукції в землеробстві радіоактивно забруднених регіонів. *Вісник аграрної науки*. 2013. № 1. С. 55-58.
34. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр. Методичні рекомендації. За ред. Б. С. Прістера. Київ: Ярмарок. 1998. 103 с.
35. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період. навч. вид. за ред. акад. УААН Б. С. Прістера. Київ: ТОВ ВПФ «МЕГА». 2007. 69 с.
36. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської аварії, у віддалений період:

- Методичні рекомендації. За заг. ред. акад. Б.С. Прістера. Атіка-Н, 2007. 196 с.
37. Веремеєнко С.І. Еволюція та управління продуктивністю ґрунтів Полісся України. Монографія. Луцьк: Надстир'я, 1997. 314 с
 38. Витриховський П.І., Ступенко О.В. Особливості землеробства на радіоактивно забруднених землях. *Вісник аграрної науки*. 1997. № 5. С. 53-56.
 39. Вікторова Є.М., Ковальський В.П. Джерела природного іонізуючого випромінювання. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів і студентів «Наука про цивільний захист як шлях становлення молодих вчених». 13 травня 2021 р. Черкаси. ЧПБ. 2021. С. 15-17.
 40. Гавриш Н.С. Використання, відтворення та охорона ґрунтів в Україні: теоретико-правові аспекти: монографія. Одеса: Юрид. л-ра, 2016. 398 с.
 41. Герасименко В.Ю. Стан орних угідь забруднених територій Білоцерківського району Київської області за активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr . *Аграрні вісті*. 2009. № 1. С. 16-18. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/1233>
 42. Гірій В.А., Заїтов В.Р., Онищук В.А., Ясковець І.І. «ЕКОМОДЕЛЬ»: динамічна модель для радіоекологічної ситуації. *Агроекологія і біотехнологія*. 1999. Вип. 3. С. 25-34.
 43. Гончарук В.Є., Лянце Г.Т., Чапля Є.Я., Чернуха О.Ю. Математичні моделі та експериментальні дані про поширення радіонуклідів у ґрунтах. Львів: «Растр-7». 2014. 244 с.
 44. Городній М.М. Агрохімія. [4-е вид., переробл. та доп.] Київ: Арістей, 2008. 936 с.
 45. Греков В.О. Методичні вказівки з охорони ґрунтів. Київ. 2011. 114 с.
 46. Греков В.О., Дацько Л.В., Майстренко М.І. Двадцять п'ять років після катастрофи на ЧАЕС: стан земель на забруднених територіях та перспективи їх реабілітації. Науковий збірник: Охорона родючості ґрунтів. Присвячений науково-практичній конференції «Реабілітація радіоактивно

забруднених територій, як шлях оздоровлення навколишнього середовища. Підсумки 25 років». Вип. 7. 2011. С. 6-7.

47. Григор'єва Л.В., Корчак Г.И., Єрусалимска Л.Ф. Вплив різних рівнів радіаційного забруднення ґрунту на індикаторні та патогенні мікроорганізми. *Довкілля та здоров'я*. 1999. № 1. С. 53-56.

48. Гриник О.І. Особливості функціонального використання радіоактивно забруднених сільськогосподарських земель Київського Полісся. *Агросвіт*. 2015. № 15. С. 73-77.

49. Гродзинський Д.М. Парадигми сучасної радіобіології. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи. Наукова думка, 2008. С. 9-32.

50. Гродзинський Д.М. Радіобіологія. Київ : Либідь. 2001. 448 с.

51. Груша В.В., Гудков І.М. Вплив позакореневого підживлення рослин мікроелементами на накопичення ^{137}Cs . *Науковий вісник НАУ*. 2003. № 63. С. 263-267.

52. Гудков І.М. Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: Навч. посіб. Житомир: ДАУ, 2003. 472 с.

53. Гудков І.М. Проблеми, що виникають при вапнуванні ґрунтів та застосуванні добрив з метою зменшення надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини. *Науковий вісник НАУ*. 1998. Вип. 4. С. 219-225.

54. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник. Київ: НУБіП України. 2016. 485 с.

55. Гудков І.М. Радіоекологія. Навчальний посібник. І.М. Гудков В.А. Гайдаченко В.О. Кашпаров та інші. Херсон. ОЛДІ ПЛЮС. 2013. 468 с.

56. Гудков І.М. Становлення сільськогосподарської радіоекології в Україні: етапи розвитку, досягнення, проблеми, перспективи. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 2. С. 58-67.

57. Гудков І.М. Сучасна радіаційна ситуація в Україні та деякі проблеми радіологічної освіти в аграрних навчальних закладах. *Аграрна*

наука і освіта. 2001. Т. 2. № 3-4. С. 5-14.

58. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія : підручник. Київ : Ліра-К, 2017. 268 с.

59. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.А. та ін. Радіоекологія: Підручник. Херсон: Олді Плюс. 2013. 467с.

60. Гудков І.М., Кашпаров В., Паренюк О. Радіоекологічний моніторинг : навч. посіб. Київ, 2018. С. 55-65.

61. Гудков І.М., Кашпаров В.О. Актуальні завдання і проблеми сільськогосподарської радіоекології через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 1. Т. 1. С. 27-36.

62. Гудков І.М., Лазарєв М.М. Проблеми реабілітації та повертання до використання забруднених радіонуклідами територій. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир. 2018. С. 18-22.

63. Данкевич Є.М., Данкевич В.Є. Організація аграрного виробництва на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських землях: вітчизняний та світовий досвід. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир, 2018. С. 216-222.

64. Дацько О.М., Яценко В.М. Сучасні методи ремедіації ґрунтів. Фіторемедіація як ключ до очищення ґрунтів та збереження екосистем. *Аграрні інновації*. 2024. № 25. С. 20-24. DOI: 10.32848/agrar.innov.2024.25.3

65. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. 2011. 356 с.

66. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи: безпека майбутнього: Національна доповідь України. К.: КІМ. 2011. 346 с.

67. Дейсан М.М. та ін. Рекомендації по веденню сільськогосподарського виробництва в умовах радіоактивного забруднення північних районів Житомирщини постраждалих у результаті аварії на

Чорнобильській АЕС на період 2011–2016 рр. Коростень: Друк, 2011. С. 4-5.

68. Державне агентство України з управління зоною відчуження. Стратегія розвитку ЗВ на 2021-2030 роки. Розвитку територій зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи на 2021-2030 роки. 55 с.

69. Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. За ред. Б.С. Прістер, Ю.О. Іванов та ін. Київ. 1997. 175 с.

70. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2005 році. за ред. Боровського А.Л., Горковлюка О.М. Рівне, 2006. 212 с.

71. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2016 році. Київ: Державний комітет ядерного регулювання України, 2017. 82 с.

72. Дребот О.І., Дем'янюк О.С., Райчук Л.А. Науково-методичні засади реабілітації радіоактивно забруднених агроландшафтів у контексті Зеленої економіки. *Вісник аграрної науки*. 2022. Т. 100. № 2 (827). С. 74-81. DOI: 10.31073/agrovisnyk 202202-10.

73. Дубчак С.В., Долін В.В. Міграція ізотопів америцію та плутонію в ґрунтах лісових екосистем 10-км зони відчуження Матер. Між нар.конф. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє. Київ. 2006. С. 32-37.

74. Дубчак С.В., Долін В.В. Особливості формоутворення та міграції ізотопів америцію і плутонію у ґрунтах та біомасі лісових екосистем Чорнобильської зони відчуження. Зб. наук. праць Ін-ту геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України. 2006. Вип. 13. С. 61-70.

75. Дубчак С.В., Долін В.В., Кучма М.Д. Розподіл ізотопів Pu і Am у лісових екосистемах Чорнобильської зони відчуження. *Доповіді НАН України*. 2005. № 5. С. 193-199.

76. Дудар Т.В., Маслова Ю.В., Савицька М.А. Аналіз розвитку

урановидобувної галузі та пов'язаних з нею проблем екологічної безпеки. *Наукоємні технології*. 2011. № 3-4. С. 87-92.

77. Дутов О.І. Агроекологічні підходи до мінімізації доз опромінення населення у віддалений період розвитку радіологічної ситуації після аварії на ЧАЕС. *Екологічні науки*. 2014. № 1 (3) С. 24-30. URL: <http://eco.j.dea.kiev.ua/archives/201/5/6.pdt>.

78. Дутов О.І. Вплив калійних добрив на накопичення радіо цезію сільськогосподарських культур в різних ґрунтово-кліматичних умовах. *Аграрна наука – селу: Збірник Подільської державної аграрно-технічної академії*. 1999. Вип. 7. С. 66-70.

79. Дутов О.І. Екологічні аспекти використання сільськогосподарських угідь, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи для виробництва сільськогосподарської продукції. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2007. Вип. 67. С. 136-141.

80. Дутов О.І. Наукові основи формування агроecosистем на радіоактивно забруднених територіях: автореф. докт. с.-г. наук: Київ, 2013. 41 с.

81. Дутов О.І. Особливості кормовиробництва в умовах радіоактивного забруднення ґрунту. *Науково-технічний бюлетень Інституту землеробства і біології тварин*. 1999. Вип. 1 (2). С. 49-52.

82. Дутов О.І. Сільськогосподарські культури для сівозмін в умовах радіоактивного забруднення ґрунту. *Вісник ХДАУ. Серія рослинництво*. 1999. № 4. С. 164-168.

83. Дутов О.І., Абідов С.Т. Радіаційно-екологічні підходи до раціонального використання забруднених земель для виробництва безпечної сільськогосподарської продукції. *Збалансоване природокористування*. 2015. №1. С. 89-93.

84. Дутов О.І., Замула Х.П. Радіаційно-екологічні аспекти виробництва сільськогосподарської сировини в регіонах, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи. *Агроекологічний журнал*. 2012. № 1.

С. 35-41.

85. Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області. Монографія. за наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. ДІА. 2015. 736 с.

86. Забруднення ґрунту. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://studies.in.ua/bjd-atamachuk/1033-157-zabrudnennya-runtu-otrutohmcati-pesticidi-ntrati.html> (дата звернення 17.09.2022)

87. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004 рр. ЗБІРКА 10: МОЗ України. Київ. 62 с.

88. Ікальчик Ю.М., Гороховський О.М. Радіонукліди у харчових продуктах та методи зниження їх концентрації сировини. *Перспективи розвитку аграрної вищої освіти України очима молодих науковців*. 2016. № 11. С. 564-567.

89. Канівець В.В., Деркач Г.А., Лісовий Г.В., Соколов С.Б. Цезій-137 у донних відкладах Київського водосховища. Збірник тез доповідей XXIII-ї щорічної наукової конференції ІЯД НАНУ. 2016. С. 215-216.

90. Карачов І.І. Проблеми радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу і внутрішнє опромінення населення. Проблеми харчування. 2006. № 1. [Електронний ресурс]. Режим доступу: www.medved.kiev.ua/deyat/deyat_ua.htm (дата звернення 20.07.2022)

91. Качур Д.П., Замостян П.В., Паньковська Г.П. Соціально-екологічні чинники споживчої поведінки населення на радіоактивно забруднених територіях Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2010. С. 106-110. (Спецвипуск).

92. Кашпаров В.О., Поліщук С.В., Отрешко Л.М. Радіологічні проблеми ведення сільськогосподарського виробництва на забрудненій території України. Чорнобильський науковий вісник. *Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2011. Вип. 2 (38). С. 13-30.

93. Кимаковська Н.О. Наукове обґрунтування і методологія розробки «допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у сировині рослинного та тваринного походження». *Наукові доповіді НУБІП*. 2012. № 3 (32). URL: http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2012_3/12kno.pdf
94. Кирильчук А.М., Паламарчук Р.П. Динаміка вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтовому покриві сільськогосподарських угідь Житомирської області. *Агроекологічний журнал*. 2022. № 4. С. 84-92. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273254>.
95. Клименко М.О., Клименко О.М., Клименко Л.В. Радіоекологія: підруч. Рівне: НУВГП. 2020. 304 с.
96. Коваленко В.П. Біолого-технологічні передумови одержання високоякісних кормів. *Корми і кормовиробництво*. 2012. Вип. 74. С. 41-47.
97. Комплексна оцінка сукупних впливів на навколишнє середовище радіаційно-небезпечних об'єктів чорнобильської зони відчуження. Звіт про НДР (заключний), ІПБ АЕС НАН України. Чорнобиль. 2020.
98. Константинов М.П., Журбенко О.А. Радіаційна безпека: Навчальний посібник. Суми: ВТД «Університетська книга». 2003. 151 с.
99. Концепція введення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 років. Видавництво «Світ». Київ-200. 47 с.
100. Копиленко О.Л., Носовський А.В., Долін В.В. Сучасні проблеми подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. *Геохімія техногенезу*. 2021. Вип. 6 (34). С. 5-17. DOI: <https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.005>
101. Корнілович Б., Стрелко В., Кошик Ю. Еколого-хімічні проблеми при видобутку та переробці уранової сировини. *Вісник Національної академії наук України*. 2010. №10. С. 564-573.
102. Кочик Г.М., Мельничук А.О., Гуреля В.В., Кучер Г.А. Сучасний стан радіоактивно забруднених територій: ключові проблеми та шляхи їх вирішення. Наслідки аварії на ЧАЕС: реалії сьогодення. Збірник доповідей учасників Всеукраїнської науково-практичної конференції з

міжнародною участю, 25-27 березня 2019 року, м. Житомир. Житомир, ІСПП НААН. 2019. С. 3-16.

103. Краснов В.П., Курбет Т.В., Давидова І.В., Ландін В.П. Ефективність радіаційного контролю продукції лісового господарства у сучасний період *Збалансоване природокористування*. 2016. № 3. С. 195-200.

104. Краснов В.П., Ландін В.П. Методологічні основи реабілітації лісових екосистем забруднених радіонуклідами. *Збалансоване природокористування*. 2013. № 2-3. С. 33-39.

105. Краснов В.П., Шелест З.М., Давидова І.В. Використання харчових продуктів лісу на територіях, забруднених радіонуклідами: навчальний посібник. Житомир: Вид. О.О. Євенок. 2019. 84 с.

106. Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія: Навч. посібн. Київ: ВПЦ «Київський університет». 2011. 543 с.

107. Лазарєв М.М., Косарчук О.В., Поліщук С.В., Левчук С.Є. Радіологічна оцінка деревної золи в населених пунктах півночі Житомирського Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 4. С. 29-36. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2017.219718>

108. Лазарєв М.М., Косарчук О.В., Поліщук С.В., Левчук С.Є. Радіологічна оцінка деревної золи в населених пунктах півночі Житомирського Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 4. С. 29-36. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2017.219718>.

109. Лазарєв М.М., Левчук С.Є., Косарчук О.В., Можар А.О. Проблеми забруднених радіонуклідами сільськогосподарських територій на сучасному. *Вісник ЖНАЕУ*. 2016. Т.3. № 1 (55). С. 191-201.

110. Ландін В.П. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся: монографія. Київ: Аграрна наука. 2018. 208 с.

111. Ландін В.П. Емпіричні засади методології реабілітації радіоактивно забруднених земель. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. 2013. № 23. (10). С. 80-87.

112. Ландін В.П. Подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в

агросфері України. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 2. С. 67-76.

113. Ландін В.П. Радіаційно-екологічні проблеми відновлення сільськогосподарського виробництва в Українському Поліссі. *Агроекологічний журнал*. 2016. Вип. 1. С. 88-93.

114. Ландін В.П., Чоботько Г.М., Тараріко М.Ю., Райчук Л.А., Швиденко І.К. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся. Монографія. Київ: Аграрна наука. 2018. 208 с.

115. Ліхтаров І.А., Ковган Л.М. Нові досягнення у філософії радіологічного захисту та Чорнобильського досвіду. *Радіаційна безпека в Україні: Бюлетень НКРЗУ*. 2001. Т. 1-4. С. 86-97.

116. Лопушанський Я.Й., Семерак М.М. Радіаційна безпека. Ізотопи. Довідник. Львів: СПОЛОМ. 2012. 285 с.

117. Лопушняк В.І., Августинович М.Б., Бортнік Т.П. Вплив екологічно безпечних технологій на баланс поживних речовин у сірому лісовому ґрунті західного Лісостепу України. *Вісник Львівського НАУ. Агрономія*. 2016. № 20. С. 149-155.

118. Лященко С.А. Лошилов М.О. Асташева Н.П. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робітв галузі сільськогосподарськоїрадіології. Київ, 1992. 136 с.

119. Макаренко П.С. Лучне і польове кормовиробництво. Вінниця: ФОП Данилюк В.Г. 2008. 548 с.

120. Малиновський А.С., Дідух М.І., Романчук Л.Д. та ін. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС): монографія. Житомир: Видавництво „Державний агроекологічний університет”. 2006. 76 с.

121. Малоштан М.І., Поліщук С.В., Кашпаров В.О. Динаміка коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs трав'янистими рослинами на торф'яно-болотних ґрунтах з аномальною високою біологічною доступністю. *Ядерна фізика та енергетика*. 2015. Вип. 16 (3). С. 263-272. DOI:

<https://doi.org/10.15407/jnpae2015.03.263>.

122. Мартенюк О.М., Мартенюк Г.М. Сучасний стан подолання наслідків аварії на ЧАЕС в АПК Житомирської області. *Вісн. Харків. нац. аграр. ун-ту ім. В. В. Докучаєва*. 2011. № 2. С. 214-220.

123. Мащак Я.І., Мізерник Д.І. Урожайність вироджених травостоїв залежно від всіяних видів і норм бобових багаторічних трав. *Вісник аграрної науки*. 2013. № 9. С. 16–19.

124. Мельник В.В. Особливості розподілу ^{137}Cs у компонентах лісового біогеоценозу свіжих борів Українського Полісся. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2020. Вип. 2. С. 88-98

125. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення. За ред. С.М. Рижук, М.В. Лісового, Д.М. Бенцаровського. К. 2003. 67 с.

126. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження). Київ: Атіка-Н, 2007. 60 с.

127. Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення : керівний нормативний документ. За ред. І.П. Яцука, С.А. Балюка. Київ. 2013. 104 с.

128. Методичні рекомендації з ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях Київського Полісся. О.І. Фурдичко та ін. 2012. 36 с.

129. Мойсієнко В.В. Екологічний стан, шляхи поліпшення і продуктивність природних кормових угідь в умовах радіоактивного забруднення Полісся України. В.В. Мойсієнко, О.Я. Шевчук. *Корми і кормовиробництво*. 2006. № 58. С. 9-196.

130. Мудрак О.В. Екологічний стан довкілля Вінницької області: навч.- метод. посіб. Вінниця, 2011. 104 с.

131. Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове

господарство). За ред. П.П. Надточія. Київ: Світ, 2003. 372 с.

132. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західного регіону України. К.: Урожай. 2004. 560 с.

133. Науменко А.С., Макачук О.В., Костенко О.В. Радіологічний стан сільськогосподарських угідь українського Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2016. Т. 1. № 1. С. 107-111.

134. Оліфірович В.О. Продуктивність багаторічних агрофітоценозів залежно від складу травосумішок і режиму їх використання. *Вісник аграрної науки*. 2018. № 3. С. 13-17.

135. Омелянець М.І. , Півень Н.В., Гунько Н.В., Короткова Н.В., Срібна В.Д. Стан радіоактивного забруднення продуктів харчування та особливості їх споживання жителями найбільш радіоактивно забруднених територій України у віддалений період ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. 2014. Вип. 19. С. 126-135.

136. Основи радіоекології. Кутлахмедов Ю.О. Корогодін В.І., Кольтовер В.К. та ін. Київ: Вища школа. 2003. 319 с.

137. Павлович В.М. Фізика ядерних реакторів: навч. посіб. НАН України, Ін-т проблем безпеки АЕС. Чорнобиль (Київ. обл.): Ін-т проблем безпеки АЕС. 2009. 224 с.

138. Паламарчук Р.П., Трембіцька О.І., Клименко Т.В., Федорчук С.В., Лісовий М.М. Радіологічний стан ґрунтів сільськогосподарських угідь Житомирської області. *Агроекологічний журнал*. 2018. № 4. С. 36-42. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2018.155813>

139. Панас Р.М. Ґрунтознавство: навч. посіб. Львів: «Новий Світ–2000». 2005. 372 с.

140. Паренюк О.Ю., Ілленко В.В., Гудков І.М. Мікрофлора забруднених радіонуклідами ґрунтів. К.: НУБіП України, 2018. 202 с.

141. Перепелятников Г.П. Основи загальної радіоекології. Монографія. Атіка. 2008. 460 с.

142. Петриченко В.Ф. Актуальні проблеми кормовиробництва в Україні. *Вісник аграрної науки*. 2010. № 10. С. 18-21.
143. Писаренко В.М., Писаренко П.В., Писаренко В.В. Агроєкологія. Полтава, 2008. 256 с.
144. Польовий В.М., Ященко Л.А., Ровна Г.Ф., Колесник Т.М. Еколого-економічні аспекти вирощування сільськогосподарських культур на дерново-підзолистому ґрунті Західного Полісся України. *Агроєкологічний журнал*. 2022. № 1. С. 91–98. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2022.257127>
145. Пономаренко М.П., Кравченко Т.О., Герасько Т.М. Радіаційна ситуація в аграрній сфері Черкаської області. Збірник наукових праць. № 15. Т. 1. Проблеми моніторингу ґрунтів і сучасні технології відтворення їх родючості. Кам'янець-Подільський, 2007. С. 374-377.
146. Поярков В. Основні знання про ядерну небезпеку: уроки Чорнобиля і Фукусіми. Дата публікації: 06 березня 2017 р. URL: <http://dazv.gov.ua/noviniqtaqmedia/periodichniqvidannyaqdazv/osnovniqznannyaqproqyadernojiqnebezpekiqurokiqchornobilyaqiqfukusimiqviktorkpoyarkov.html>.
147. Пристер Б.С. Динаміка накопичення Cs-137 у сільськогосподарських культурах. *Науковий вісник Національного аграрного університету*. 2001. С. 51-56.
148. Пристер Б. Проблеми радіаційного захисту населення на територіях, забруднених унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. *Вісник Національної академії наук України*. 2011. № 4. С. 3–11.
149. Пристер Б.С. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр.: методичні рекомендації. Б.С.Пристер, В.О. Кашпаров, П.П. Надточій та ін. 1998. 103 с.
150. Пристер Б.С. та ін. Проблеми безпеки атомної енергетики. Уроки Чорнобиля: монографія. Чорнобиль: Інст. проблем безпеки АЕС. 2016. 355 с.
151. Проблеми забруднених радіонуклідами сільськогосподарських

територій на сучасному. М.М. Лазарєв, С.Є. Левчук, О.В. Косарчук, А.О. Можар. *Вісник ЖНАЕУ*. 2016. № 1 (55), Т. 3. С. 191-201.

152. Радіоекологія: підручник. Шапорєв В.П., Масікевич Ю.Г., Моїсєєв В.Ф. та ін. Чернівці: «Місто» АНТ, 2018. 440 с.

153. Радіонукліди у харчових продуктах. Харчування в умовах радіаційного забруднення. [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://studopedia.su/12_136627_radionuklidi-u-harchovih-produktahharchuvannya-v-umovah-radiatsiynogo-zabrudnennya.html

154. Разанов С.Ф. Щоб одержати чистий мед. *Тваринництво України*. 2007. № 4. С. 40-41.

155. Разанов С.Ф., Огороднічук Г.М., Коминар М.Ф. Вплив обробітку ґрунту на накопичення цезію-137 в квітковому пилку та в продуктах переробки його медоносною бджолою *Сільське господарство та лісівництво*. 2021. № 22. С. 161-173

156. Разанов С.Ф., Пастернак Л.І., Хомяковський Ю.Л.. Інтенсивність накопичення цезію-137 різними видами риб у зоні посиленого радіаційного контролю вінниччини. *Сільське господарство та лісівництво*. 2018. № 10. С. 48-56.

157. Разанов С.Ф., Шевчук В.В., Коминар М.Ф. Вплив обробітку ґрунту на накопичення цезію-137 в квітковому пилку та в продуктах переробки його медоносною бджолою. *Сільське господарство та лісівництво*. 2021. № 3 (22). С. 161-173. DOI: 10.37128/2707-5826-2021-3-13

158. Разанов С.Ф., Шевчук В.В., Коминар М.Ф.. Накопичення ^{137}Cs у меді, виробленому бджолами з нектару сільськогосподарських медоносів в умовах північного Полісся. *Сільське господарство та лісівництво*. 2020. № 19. С. 148-158

159. Розпутній О.І., Перцьовий І.В., Герасименко В.Ю., Савєко М.Є. Оцінка міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr на радіоактивно забруднених агроландшафтах Лісостепу у віддалений період після Чорнобильської катастрофи. Чорнобильська катастрофа. *Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх*

вирішення. Житомир: ЖНАЕУ. 2018. С. 293-299.

160. Розпутній О.І., Перцьовий І.В., Герасименко В.Ю., Скиба В.В., Савеко М.Є. Оцінка надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в організм дійних корів на радіоактивно забруднених агроландшафтах Центрального Лісостепу у віддалений період Чорнобильської катастрофи. *Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва*. 2018. № 2 (145). С. 62-71. DOI: <https://doi.org/10.33245/2310-9289-2018-145-2-62-71>

161. Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України: монографія. Житомир: Полісся. 2015. 300 с.

162. Романчук Л.Д., Лопатюк О.В., Ковальова С.П. Оцінка вмісту радіонукліду ^{137}Cs у продуктах харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Наукові горизонти*. 2019. № 8 (81). С. 82-86. DOI: 10.33249/2663-2144-2019-81-8-82-86.

163. Романчук Л.Д., Лопатюк О.В., Ковальова С.П. Радіологічна оцінка продуктів харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2016. № 2 (1). С. 11–16.

164. Ротошнюк В.І., Ротошнюк Т.М. Стан родючості та застосування агро меліоративних заходів на радіоактивно забруднених землях. *Землеробство*. 2004. Вип. 76. С. 57-64.

165. Руднєв М.І. Проблема дії малих рівнів радіації у зв'язку з Чорнобильською катастрофою. *Український кардіологічний журнал*. 1997. № 1. С. 77-81.

166. Саввін О.В., Сухарева М.В., Мешкова А.Г., Суліменко С.Є. Радіоекологія. Частина І. Конспект лекцій. Дніпро : НМетАУ. 2021. 81 с.

167. Савченко Ю.І., Савчук І.М., Савченко М.Г., Костанецька Ю.В. Екологічний моніторинг якості кормів зони радіоактивного забруднення. *Агропромислове виробництво Полісся*. 2011. Вип. 4. С. 93-96.

168. Сафранов Т.А. Екологічні основи природокористування. Львів. Новий Світ. 2003. 247 с.
169. Славова Т.В. Історичні передумови виникнення і розвитку сільськогосподарської радіоекології в Україні, як складової радіобіології. Матеріали Другої конференції молодих вчених та спеціалістів (м. Київ, 27–28 трав. 2004 р.). Київ. 2004. С. 196-199.
170. Смаглій О.Ф., Кардашов Ф.Т., Литвак П.В. Агроєкологія: навч. посіб. Київ: Вища освіта, 2006. 671 с.
171. Степанова Є.І. Стан здоров'я дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Гігієна населених місць*. 2008. Вип. 51. С. 311-317.
172. Тридцять років Чорнобильської катастрофи: радіологічні та медичні наслідки: Національна доповідь України. Київ. 2016. 177 с.
173. Трохимчук І.М. Міграція радіонуклідів у лісових екосистемах. Екологічні проюлеми природокористування та охорона навколишнього середовища. Всеукраїнська науково-практична конференція за міжнародною участю. Рівненський державний гуманітарний університет. Рівне. 2015. С. 186-188.
174. Фурдичко О.І. Агроєкологія : монографія. Аграрна Наука. 2014. 400 с.
175. Фурдичко О.І. Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроєкологічний журнал*. 2016. Вип. 1. С. 6-14.
176. Фурдичко О.І., Кучма М.Д. Реабілітація – стратегічний напрям управління радіоактивно забрудненими територіями. *Агроєкологічний журнал*. 2008. № 1. С. 5-12.
177. Хомутінін Ю.В., Косарчук О.В., Поліщук С.В., Лазарєв М.М., Левчук С.Є., Павлюченко В.В. Оцінка можливості повернення до господарського обігу виведених, внаслідок аварії на ЧАЕС, пасовищ і сіножатей. *Ядерна фізика та енергетика*. 2022. № 23 (1). С. 47-56. DOI:

10.15407/jnpae2022.01.047

178. Чапля Є.Я., Лянце Г.Т., Чернуха О.Ю., Гончарук В.Є. Чинники процесу міграції радіонуклідів у ґрунті. *Екологічна безпека та природокористування*. 2017. № 3-4 (24). С. 7-17.

179. Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Ландін В.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Тараріко М.Ю., Уманський М.С., Тетерук О.Р., Соломко В.Л., Комінар М.Ф., Лябах С.В. Рекомендації з реабілітації радіоактивно забруднених земель і відродження агропромислового виробництва на радіоактивно забруднених територіях. Київ: ДІА, 2020. 48 с.

180. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Пісковий Ю.М., Ясковець І.І. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 37-42.

181. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення. Житомир: ЖНАЕУ, 2018. 412 с.

182. Шевченко Г.М. Гігієнічна оцінка стану радіаційного забруднення довкілля Рівненської області. *Гігієна населених місць*. 2010. Вип. 55. С. 265-270.

183. Ясковець І.І., Тарасенко Р.О., Протас Н.М. Модель міграції радіонуклідів в системі ґрунт – рослина. *Науковий вісник НАУ*. 2004. Вип. 77. С. 80-93.

184. Яцук І.П. Аналіз агроекологічного стану ґрунтів Житомирської області за допомогою методики еколого-агрохімічної паспортизації. *Збалансоване природокористування*. 2014. № 2. С. 107-110.

РОЗДІЛ 2. УМОВИ, ПРОГРАМА ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика ґрунтово-кліматичних факторів

Геологічна структура Коростенщини вирізняється своєю складністю, оскільки формувалася протягом значного геологічного періоду, який охоплює всю історію розвитку земної кори. Фундаментальні шари території включають матеріали, починаючи з докембрійської епохи (віком близько 3,5 мільярда років) і закінчуючи відкладеннями четвертинного періоду, який триває й досі.

Ключовим елементом геологічної будови району є Коростенський плутон, формування якого відбулося в середині протерозойської ери, приблизно

2,3-1,6 мільярда років тому. Однак його структура ускладнена наявністю окремих масивів докембрійських порід, які становлять найдавніший фундамент земної кори. Ці масиви представлені гнейсами, гранітами та магматитами, що залягають у межах плутону у вигляді великих уламків, які є фрагментами давньої основи земної кори. Яскравим прикладом є масив глибоною понад 200 км², що розташований у районі сіл Пашини, Беги та Михайлівка. Він обрамлений гранітами рапаківі та іншими породами більш пізніх геологічних епох. Інший, менший за площею, масив докембрійського періоду розташований поблизу сіл Ушомир та Пугачівка. Геологи припускають, що ці два масиви з'єднані між собою в надрах на значних глибинах.

Місто Коростень знаходиться на обох берегах річки Уж, яка умовно ділить місто та прилеглу громаду на правобережну й лівобережну частини. Річка Уж бере початок у межах Новоград-Волинського району Житомирської області та впадає в річку Прип'ять поблизу міста Чорнобиль. Протікаючи через території Житомирської та Київської областей, її загальна довжина

становить 256 км, із них 162 км проходить у межах Житомирської області. Водночас площа водозбору річки на території області сягає 6016 км².

Для міста Коростень річка Уж відіграє ключову роль як основне джерело водопостачання для населення та місцевих підприємств. Поповнення водних ресурсів здійснюється як за рахунок поверхневих, так і за рахунок підземних вод річки. У сільських населених пунктах громади забезпечення водних потреб для життєдіяльності людей і промисловості базується, головним чином, на водозборах річки Уж та її притоках.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС атмосфера стала основним середовищем поширення радіоактивних ізотопів на значні території. Станом на сьогодні радіоактивне забруднення атмосферного повітря радіоактивними елементами, які мають чорнобильське походження, у межах досліджуваних громад спричинене переважно лісовими пожежами на територіях із забрудненими ґрунтами та підвищеною радіаційною небезпекою.

Згідно з даними метеостанції міста Коростень, протягом 2023 року показники радіаційного забруднення атмосферного повітря, зафіксовані шляхом щоденних спостережень за рівнем експозиційної дози гамма-випромінювання, є найвищими серед усіх населених пунктів Житомирської області. Середнє значення цього показника у Коростені становить близько 18 мкР/год [21].

Наслідком аварії на Чорнобильській АЕС є також значне забруднення земель громади радіоактивними ізотопами. Найбільш поширеними серед них є цезій-137 (¹³⁷Cs) та стронцій-90 (⁹⁰Sr). Щільність забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь у регіоні цезієм-137 із концентрацією понад 1 Кі/км² було виявлено на площі 148,4 тис. га, що становить 13% від загальної площі обстежених земель. Із цієї площі понад 5 Кі/км² зафіксовано на 10,1 тис. га (0,9%).

Окремо варто відзначити об'єкт незавершеного будівництва у селі Клочеве – пункт складування відходів дезактивації (ПСВД) «Коростенський». На даний момент у ньому знаходиться близько 7,8 тис. м³

дезактиваційних відходів. Технічний стан об'єкта оцінюється як незадовільний [21].

Будівництво цього пункту тривало у період з 1994 по 1998 роки; із запланованих чотирьох секцій зведено лише одну. Подальше фінансування було припинено, через що роботи не доведені до завершення. Як наслідок, ПСВД залишається об'єктом незавершеного будівництва, відсутні необхідні дозвільні документи для створення та зберігання відходів із радіаційною небезпекою, що становить додаткову екологічну і радіаційну загрозу для регіону.

Коростенський плутон є частиною Українського кристалічного щита, який являє собою залишок масивної гірської системи, висота якої колись сягала до 3000 м. Виникнення цієї геологічної структури відбулося в середньому протерозої в результаті складних тектонічних процесів. Для цього часу були характерні інтенсивні вулканічні прояви, що спричинили значні метаморфічні та гранітизаційні перетворення порід. На початковому етапі цього періоду утворилися масиви основних гірських порід, зокрема, габро-анортозитоподібних, тоді як більша частина гранітів плутону сформувалася пізніше.

Коростенський комплекс середнього протерозою складається з ранніх магматичних порід, таких як граніти-рапаківі, рапаківі-подібні породи, роговоуламково-біотитові граніти, гранітопорфіри, лабрадорити і габро-анортозити. Ці геологічні утворення формують обширне і складно структуроване тіло Коростенського плутону, площа якого перевищує 10 тисяч квадратних кілометрів. Серед основних поширених порід плутону можна виокремити середньозернисті граніти рапаківі, біотито-роговоуламкові та кварцево-порфировидні.

Кристалічні породи плутону сучасністю вкриті продуктами ерозії колишньої гірської системи, які перенесено вітровими та водними потоками на менш підвищені структури. У доісторичні часи територія району тричі заливалася морем. Перший раз це сталося в крейдовий період приблизно

70 мільйонів років тому, вдруге – у середині третинного періоду близько 30 мільйонів років тому, і втретє – наприкінці цього ж періоду приблизно 10 мільйонів років тому. Підтвердженням цих трансгресій є кременисті й пісковикові відклади з фрагментами морських організмів, знайдених поблизу Гулянки, Ушомира та Коростеня.

Найдавніші геологічні відкладення, виявлені на території аналізованого району, представлені первинними каолінами, які зустрічаються у формі ізольованих ділянок, наприклад, поблизу сіл Дідковичі, Шатрище та інших. Відклади юрської системи характеризуються присутністю глин, пісків і піщаників. З верхньокрейдяного періоду збереглися піски з включенням кременю, глини та крейдоподібних вапняків. Палеогенові відклади представлені глинистими пісками, хоча вони мають обмежене поширення. Відклади неогенової системи включають строкаті глини, які також розподілені локально.

Четвертинні (антропогенні) відклади є найбільш поширеними на всій території району. Вони включають валуни, моренні суглинки, звичайні суглинки, піски, торф та болотну залізну руду. Потужність пухких осадових шарів варіює в межах від 1 до 30 м, при цьому глибина їх залягання становить від 2 до 20 м.

У структурно-геологічному аспекті ландшафтні особливості території відповідають характеристикам архейсько-протерозойського кристалічного або метаморфічного морфогенетичного типу рельєфу. Рельєф представлений хвилястою рівниною з наявністю надзаплавних терас льодовикових і водно-льодовикових рівнин, які сформувалися вздовж межі максимального заledenіння і включають моренно-зандрові та зандрові рівнини.

Зонально територія належить до мішано-лісової зони Полісся. Генезис ґрунтів і материнських порід цього регіону визначається переважно льодовиковими та водно-льодовиковими відкладами. Невелика глибина залягання кристалічних порід сприяє розвитку процесів заболочування, що гальмує природне ґрунтоутворення. У низинних місцевостях переважно

формуються торф'яники і торф'яно-болотні ґрунти. На височинних ділянках та територіях із значним шаром льодовикових відкладів утворюються дерново-підзолисті піщані та супіщані ґрунти з кислим середовищем ґрунтового розчину.

Рівень забезпеченості ґрунтів азотом, фосфором і калієм є критично низьким, що обумовлює їх віднесення до середньо- та малородючих за критеріями врожайності зернових культур. Поточний стан сільськогосподарських угідь викликає занепокоєння через високий рівень таких деградаційних процесів, як ерозія, зменшення вмісту гумусу, засолення, закислення та ущільнення ґрунту [21].

За еколого-агрохімічними показниками ґрунтовий покрив сільськогосподарських угідь території громади оцінений у 32 бали за стобальною шкалою. Для порівняння, середній бал для Житомирської області становить 37, а загальнонаціональний показник в Україні – 55 балів.

Значення еколого-агрохімічної оцінки ґрунтового покриття сільськогосподарських угідь громади є значно нижчим у порівнянні із середніми показниками Житомирської області (на 15,6%) та України загалом (на 71,9%). Така ситуація спричинена сукупністю природних і, головним чином, антропогенних впливів. На великих площах земель сільськогосподарського призначення погіршення якісного стану ґрунтів пояснюється, зокрема, вирощуванням нерайонованих технічних культур (соняшника, кукурудзи) на землях з низькою природною родючістю.

У структурі ґрунтів Коростенського району домінуюче положення займають дерново-підзолисті, дерново-підзолисті глеєві та дернові ґрунти [19-21].

Склад і властивості дерново-підзолистого ґрунту зумовлені дією підзолистого, дернового та глейового процесів, а також механічними характеристиками і рівнем окультуреності. За механічним складом серед цих ґрунтів найбільшу частку становлять супіщані варіанти – 48,2%, тоді як піщані і глинисто-піщані охоплюють 37,5%, а легкосуглинкові – 11,7%.

Профіль дерново-підзолистих супіщаних і глинисто-піщаних ґрунтів, незалежно від їх автоморфного чи гідроморфного характеру, демонструє яскраво виражену диференціацію за вмістом фізичної глини та мулу. Елювіальний горизонт характеризується втратами цих компонентів, тоді як ілювіальний горизонт, навпаки, демонструє збагачення фізичною глиною і мулом.

Мінеральна частина дерново-підзолистого ґрунту становить понад 96% загальної маси. Вона представлена переважно силікатами, алюмо- та феросилікатами, оксидами, солями та органомінеральними сполуками. Основу цієї частини складають силікати, а також алюмо- і феросилікати.

Вагомим аспектом складу мінеральної частини є розподіл оксидів кремнезему, алюмінію та заліза по ґрунтовому профілю. Найвищий вміст кремнезему SiO_2 спостерігається у верхніх горизонтах НЕ (гумусово-елювіальний) і Е (елювіальний). У горизонті ілювіації його концентрація знижується, що пов'язано із перенесенням півтораоксидів алюмінію та заліза з верхніх шарів.

Оксид заліза має максимальний вміст в ілювіальних горизонтах, як у неоглеєних дерново-підзолистих ґрунтах (1,69%), так і в глеєних (1,55%), свідчачи про його накопичення в нижній частині профілю. Подібний перерозподіл характерний для півтораоксидів алюмінію: їх концентрація в ілювіальних горизонтах становить 5,46–8,44%, тоді як у елювіальних – лише 3,25–3,66% або 5,80–5,83%.

Оксиди кальцію та магнію демонструють тенденцію до накопичення у гумусово-елювіальних та ілювіальних горизонтах, в той час як елювіальні горизонти бідні на ці елементи. Така картина підтверджує біогенну природу акумуляції оксидів CaO та MgO .

Кількісна оцінка підзолистого процесу здійснюється шляхом аналізу співвідношення $\text{SiO}_2 : \text{R}_2\text{O}_3$ по профілю ґрунту. Залежно від глибини показник суттєво змінюється. У дерново-підзолистому супіщаному ґрунті це співвідношення знижується із 42% у горизонті НЕ до 20% у горизонті Рі. У

глеєних ґрунтах воно падає з 20% у горизонті НЕ до 15% у горизонті Іgl. Ця динаміка відображає чітке диференціювання профілю дерново-підзолистого ґрунту.

Дерново-підзолисті ґрунти мають надзвичайно низький рівень вмісту гумусу (менше 2%), зосередженого переважно у гумусово-елювіальному горизонті. У нижчих горизонтах, елювіальному та ілювіальному, кількість гумусу суттєво знижується, становлячи лише 0,30-0,77%. У цих ґрунтах, характерних для лісових екосистем, гумус є грубоукладеним, з високим вмістом напіврозкладених і обвуглених органічних сполук. За хімічним складом гумусу спостерігається домінування фульвокислот над гуміновими кислотами, що підтверджується співвідношенням вуглецю гумінових кислот до вуглецю фульвокислот (Сгк:Сфк) у межах 0,39–0,79. Така характеристика визначає фульватний або гуматно-фульватний тип гумусу.

Хімічна природа гумусу цього типу обумовлює його виразний кислий характер, високу розчинність і значну рухливість. Фульвокислоти, завдяки своїй високій дисперсності, слабо закріплюються у ґрунтах і легко вимиваються. Це явище зумовлює сезонне буре забарвлення річкових вод у Поліссі, характерне для весняного періоду.

Дерново-підзолистим ґрунтам також притаманні низька ємність поглинання, слабка насиченість катіонами кальцію (Ca) та магнію (Mg), кисла реакція середовища і обмежена буферність. Процес опідзолення сприяє виснаженню верхніх генетичних горизонтів елементами основного обміну, одночасно підвищуючи вміст обмінних іонів водню та алюмінію. Ці зміни підтверджуються підвищеними показниками гідролітичної кислотності, які знаходяться в межах 2,7–2,9 мг-екв на 100 г ґрунту [12].

У Коростенському районі характерною рисою є значна різноманітність ґрунтів на відносно невеликих ділянках, що ускладнює застосування єдиних агротехнічних підходів для вирощування сільськогосподарських культур. Переважання ґрунтів різних типів, навіть на сусідніх полях, вимагає індивідуального підходу до кожного з них.

Додатковим фактором, який негативно впливає на якість ґрунтів, є близьке залягання порід Українського кристалічного щита. У цих зонах здебільшого розташовані погано розвинені або приховано-підзолисті ґрунти, які мають щебенево-кам'янисту основу та тонкий ґрунтовий горизонт завтовшки лише 5-12 см. У низинних частинах полів часто трапляються так звані «блюдця», що ще більше ускладнює використання цих земель для продуктивного землеробства. Поверхні з подібними ґрунтами є малородючими через критично низький рівень гумусу, який становить менше ніж 1%.

На рівнинних і незаболочених ділянках поширені дерново-підзолисті ґрунти різного складу: глинисто-піщані, супіщані, глинисті та сильно глинисті варіації. Трохи іншу структуру мають дернові та лучні глинисті ґрунти, які формуються в незаболочених заплавах річок. У заболочених місцях переважають болотні ґрунти, що містять до 3% перегною і наповнені органічними залишками. подекуди, у місцях зі змішаними лісами, трапляються світло-сірі лісові ґрунти, але такі ділянки є рідкістю і не становлять значної частки угідь району.

Територія громади характеризується помірно-континентальним кліматом. Середня річна температура коливається в межах 6-7 °С тепла. Найхолоднішим місяцем року є січень із середньою багаторічною температурою -6 градусів, а найтеплішим – липень із показником +19 °С. Морози досягають свого піку в січні й лютому, часом опускаючись до -30 °С. Безморозний період триває від 150 до 170 днів, тоді як дні з середньодобовою температурою понад 0 °С спостерігаються протягом 240-260 днів. Вегетаційний період (із середньою температурою вище +5 °С) починається у другій декаді квітня й завершується наприкінці жовтня.

Опади впродовж року становлять 550-600 мм, переважна частина яких випадає у літні місяці. Сніговий покрив зазвичай рівномірно вкриває територію (товщиною 10-30 см), триваючи в середньому 95-110 днів. Проте через часті відлиги його стійкість може бути порушеною. У цілому снігу

достатньо для захисту озимих культур від вимерзання та для накопичення вологи у ґрунті. Зими характеризуються регулярними відлигами, під час яких температура іноді підвищується до $+10^{\circ}$, що призводить до повного зникнення снігового покриву.

Весна настає у середині березня, коли середньодобова температура починає підвищуватись, перетинаючи позначку 0°C . Літній період стартує наприкінці травня і триває до початку вересня. Літо зазвичай тепле й вологе: середньомісячні температури усіх літніх місяців перевищують $+18^{\circ}\text{C}$, а кількість опадів за цей період складає 200-250 мм, що дорівнює близько 40% річної норми.

Вересень зазвичай сухий і сонячний, але пізніше погода змінюється: збільшується хмарність і частішають дощі. Це відіграє важливу роль у передзимовому зволоженні ґрунту та його насиченні вологою. Восени активізується циклонічна діяльність із тривалими дощами. До кінця листопада формується сніговий покрив, однак снігопади іноді можливі протягом усього осіннього періоду.

Аналіз результатів досліджень (рис. 2.1) температурного режиму у межах Коростенського району Житомирської області показав, що за 2021 рік середньорічна температура склала $8,2^{\circ}\text{C}$, що на $-0,1^{\circ}\text{C}$ було нижче норми.

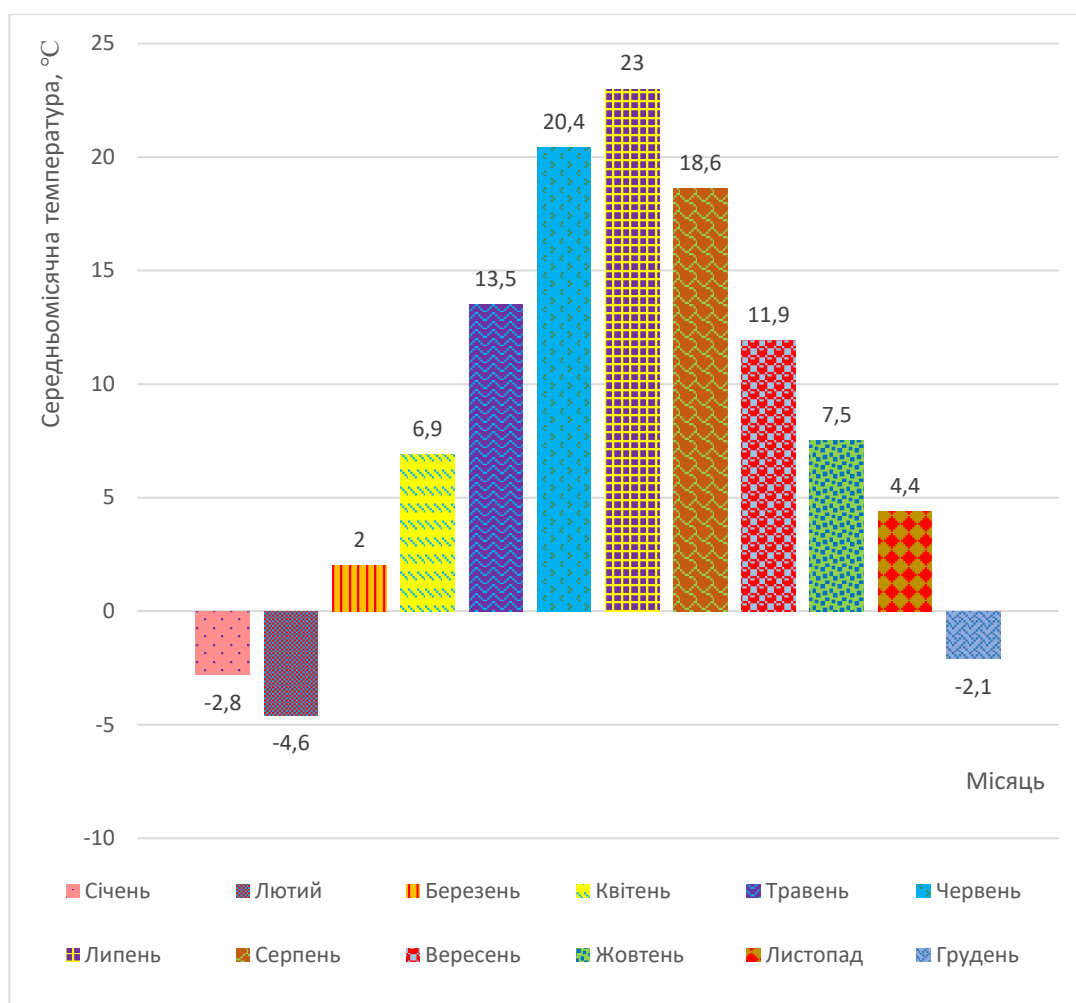


Рисунок 2.1. – Середня температура за вегетаційний період в умовах дослідних територій м. Коростень Житомирської області, 2021 рік

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2021 році

Середня температура повітря протягом вегетаційного періоду (травень-серпень) досліджуваних нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, люпин вузьколистий, фацелія пижмолиста, еспарцет піщаний та вика яра) становила 18,8 °C. Найнижча температура повітря протягом цього періоду була зафіксована у травні. Середня температура травня становила – 13,5 °C та була нижча порівняно з червнем – на 33,8%, з липнем – на 41,3% та із серпнем – на 27,4%. Найвищі показники температури повітря було зафіксовано у липні. Середня температура липня становила – 23 °C і була вища порівняно з

червнем – на 11,3% та із серпнем – на 19,1% [16, 19].

Аналіз даних щодо кількості опадів (рис. 2.2) за 2021 рік підтверджує наявність сезонних коливань.

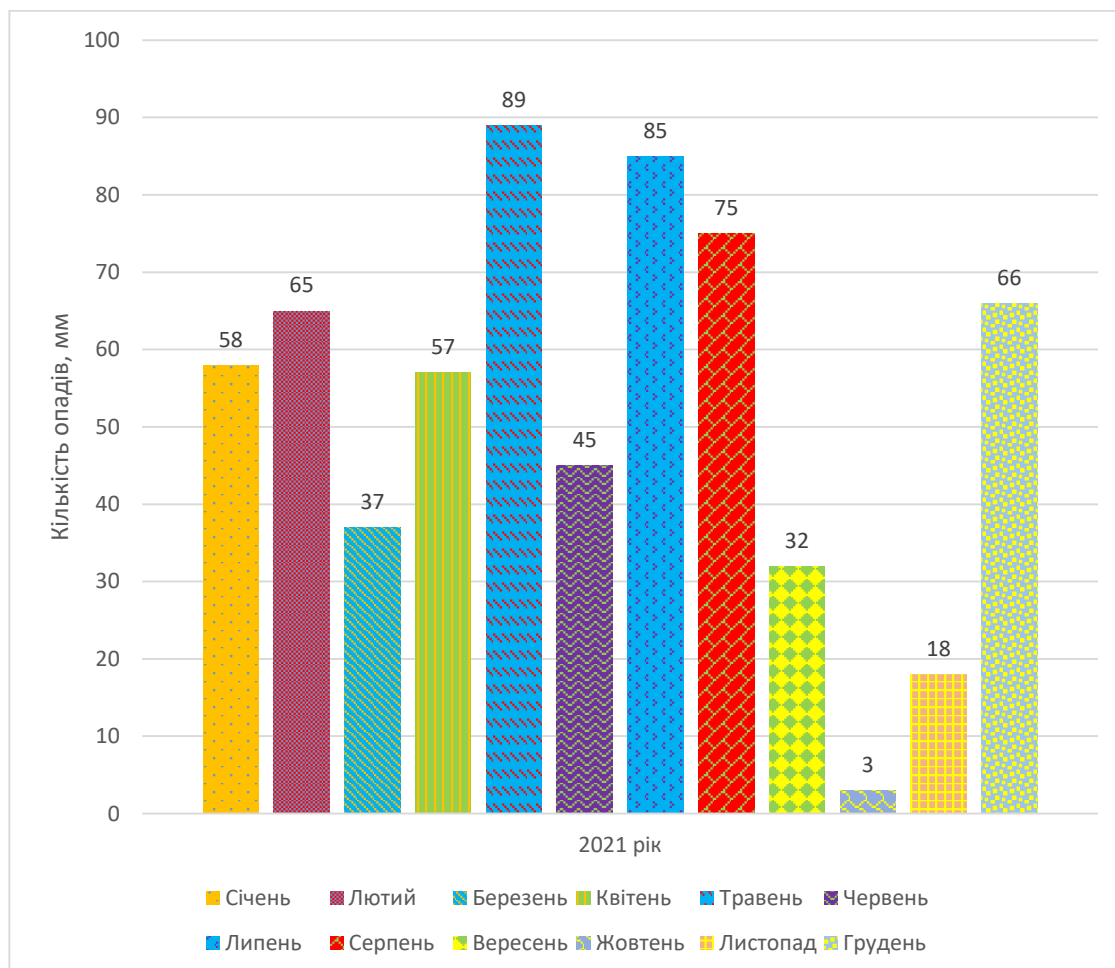


Рисунок. 2.2. – Кількість опадів за 2021 рік, мм

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2021 році

Загальна сума опадів за рік склала 630 мм, що становить 109% від норми. Слід також відмітити, що протягом року спостерігалися періоди як зі значним збільшенням, так і зі зменшенням рівня опадів, що узгоджується з природними кліматичними циклами. Узимку кількість опадів залишалася порівняно низькою, тоді як у літньо-осінній період показники значно зросли [16, 19].

Найбільше опадів зафіксовано у травні, ймовірно, через вплив

активних атмосферних фронтів або сезонні мусонні явища. Натомість, найменший показник спостерігався у жовтні, що є типовим для цього сухого періоду року.

Результати досліджень (рис. 2.3) температурного режиму у межах Коростенського району Житомирської області показав, що за 2022 рік середня річна температура склала 8 °С.

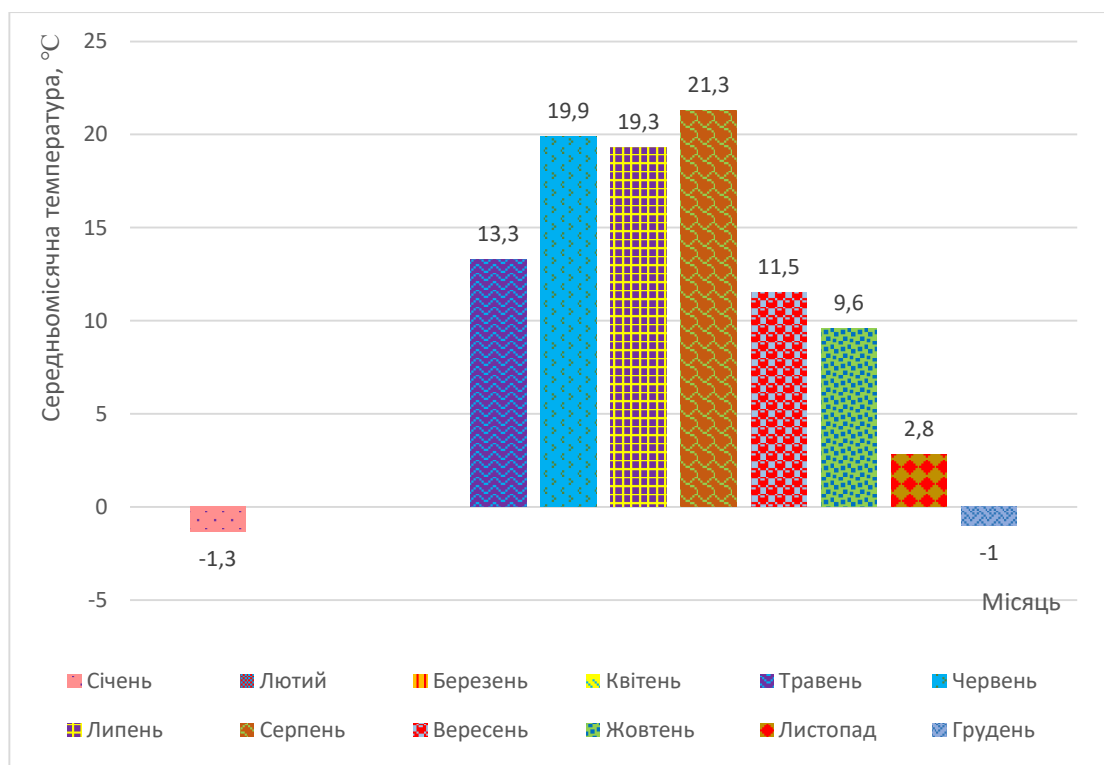


Рисунок 2.3. – Середня температура за вегетаційний період в умовах дослідних територій м. Коростень Житомирської області, 2022 рік

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2022 році

Найнижчі температури, зазвичай, фіксуються у січні, досягаючи – 16,5 °С. Безморозний період триває у межах 150–170 днів, тоді як середньодобові температури, що перевищують 0°С, зберігаються протягом 240–260 днів.

Середня температура повітря протягом вегетаційного періоду (травень–серпень) досліджуваних нектаропилконосних рослин (буркун білий,

розторопша плямиста, головатень круглоголовий, люпин вузьколистий, фацелія пижмолиста, еспарцет піщаний та вика яра) становила 18,4 °С.

Найнижча температура повітря протягом вегетаційного періоду нектаропилконосних рослин була зафіксована у травні. Середня температура травня була нижча порівняно з червнем – на 33,2%, з липнем – на 31,08% та із серпнем – на 37,5%. Найвищі показники температури повітря було зафіксовано у серпні. Середня температура серпня була вища порівняно з червнем – на 6,5% та з липнем – на 9,3 % [17, 21].

Аналіз даних кількості опадів (рис. 2.4) за 2022 рік показує певні сезонні зміни. Загальна сума опадів за цей рік склала 629 мм, що становить 109% від норми для даного регіону.

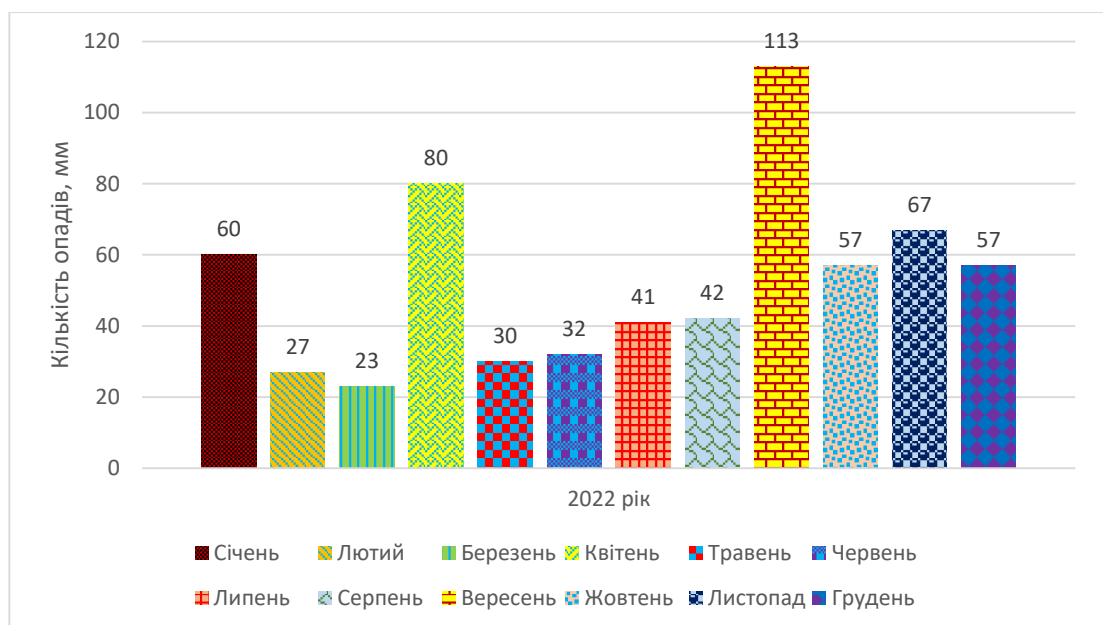


Рисунок 2.4. – Кількість опадів за 2022 рік, мм

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2022 році

Слід також відмітити, що протягом вегетаційного періоду рослин загальна кількість опадів склала 145 мм, що становить 23,05% від загальної річної кількості.

Найбільшу кількість опадів зафіксовано в осінній період – 237 мм, що

становить 37,6% від річної кількості опадів, ймовірноше через вплив активних атмосферних фронтів або сезонні мусонні явища. Натомість найменший показник спостерігався у літній період, в який загальна кількість опадів склала 115 мм і становила 18,2% від річної кількості [17, 21].

За результатами досліджень (рис. 2.5) температурного режиму у межах Коростенського району Житомирської області встановлено, що за 2023 рік середньорічна температура склала +9,9 °С, що на 1,6 °С було вище від норми.

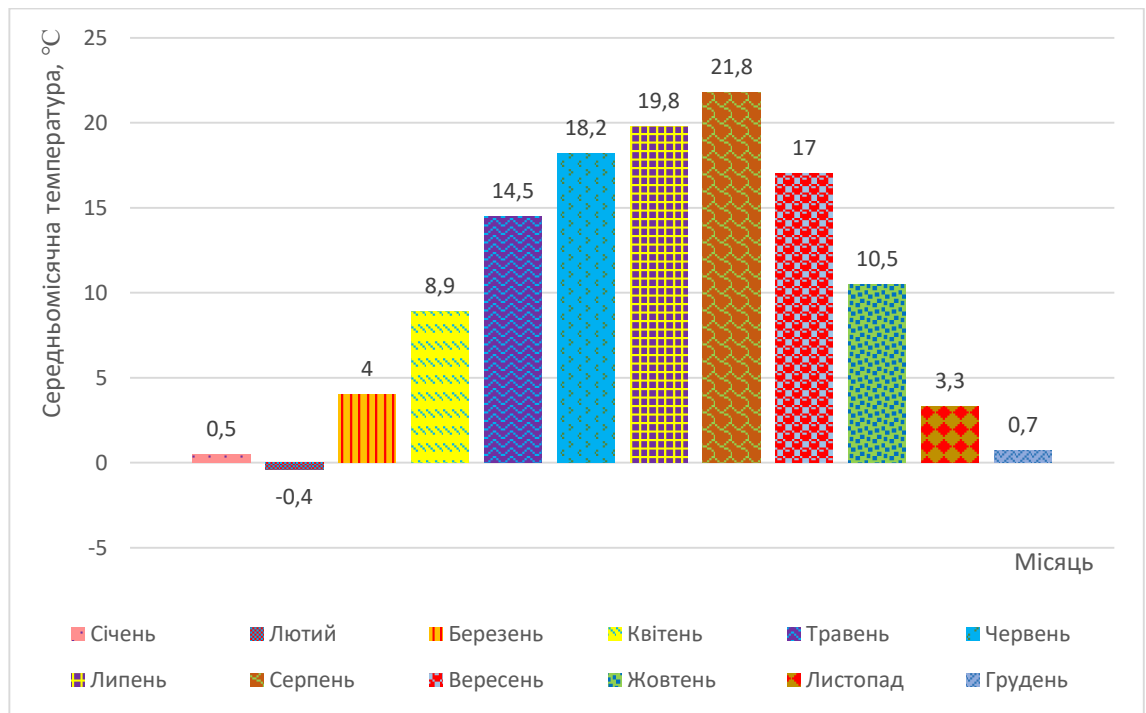


Рисунок 2.5. – Середня температура за вегетаційний період в умовах дослідних територій м. Коростень Житомирської області, 2023 рік

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2022 році

Середня температура повітря протягом вегетаційного періоду (травень-серпень) досліджуваних нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, люпин вузьколистий, фацелія пижмолиста, еспарцет піщаний та вика яра) становила +18,5 °С.

Найнижча температура повітря протягом вегетаційного періоду нектаропилконосних рослин була зафіксована у травні. Середня температура

травня становила – 14,5 °С і була нижча порівняно з червнем – на 20,3%, з липнем – на 27,7% та із серпнем – на 33,4%. Найвищі показники температури повітря було зафіксовано у серпні. Середня температура серпня склала – 21,8°С та була вища порівняно з червнем – на 16,5% та з липнем – на 9,1%[18, 20].

Аналіз даних щодо кількості опадів (рис. 2.6) за 2023 рік показує певні сезонні зміни. Загальна сума опадів за цей рік склала 583 мм, що становить 101% від норми для даного регіону.

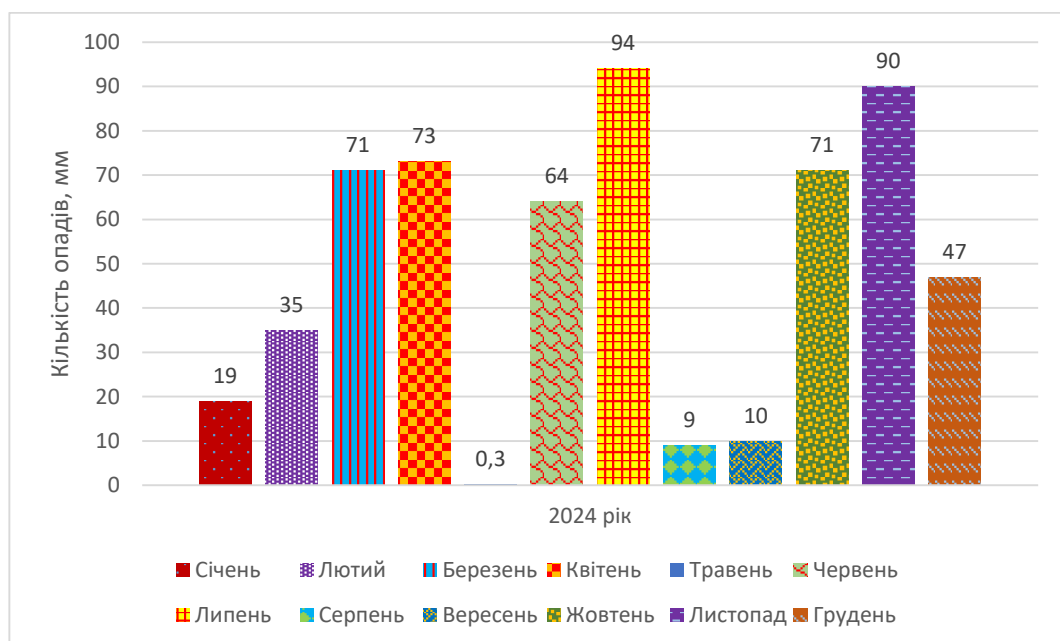


Рисунок 2.6. – Кількість опадів за 2023 рік, мм

Джерело: сформовано автором за даними регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2023 році

Слід також відмітити, що протягом вегетаційного періоду рослин загальна кількість опадів становила 167,3 мм.

Найвищий рівень опадів зафіксовано в осінній період – 171 мм, що становить 28% від загальної кількості опадів за рік, ймовірно, через вплив активних атмосферних фронтів або сезонні мусонні явища. Натомість найменший показник спостерігався у зимовий період, загальна кількість опадів якого склала 101 мм і становив 16,5% від річної кількості [18, 20].

За результатами досліджень (рис. 2.7) температурного режиму у межах Коростенського району Житомирської області встановлено, що за 2024 рік середньорічна температура склала $+10,3^{\circ}\text{C}$, що на 2°C було вище від норми.

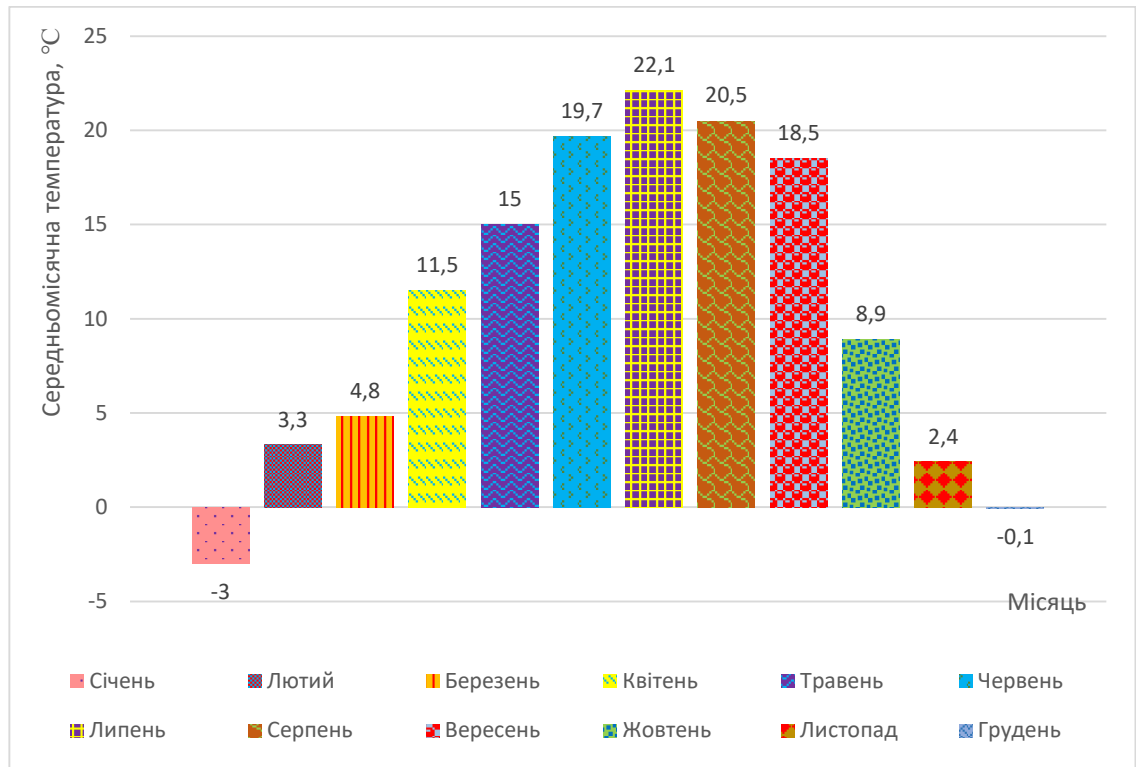


Рисунок 2.7. – Середня температура за вегетаційний період в умовах дослідних територій м. Коростень Житомирської області, 2024 рік

Джерело: сформовано автором за даними сайту статистики погоди

Середня температура повітря протягом вегетаційного періоду (травень–серпень) досліджуваних нектаропилконосних рослин (буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, люпин вузьколистий, фацелія пижмолиста, еспарцет піщаний та вика яра) становила $+19,3^{\circ}\text{C}$.

Найнижча температура повітря протягом вегетаційного періоду нектаропилконосних рослин була зафіксована у травні. Середня температура травня становила $+15^{\circ}\text{C}$ і була нижча порівняно з червнем – на 23,85%, з липнем – на 32,12% та із серпнем – на 26,82%. Найвищі показники температури повітря було зафіксовано у липні. Середня температура липня склала $+22,1^{\circ}\text{C}$ та була вища порівняно з червнем – на 12,18% та із серпнем –

на 7,8% [23].

Аналіз даних кількості опадів (рис. 2.8) за 2024 рік показує певні сезонні зміни. Загальна сума опадів за рік склала 222,8 мм. Слід також відмітити, що протягом вегетаційного періоду рослин загальна кількість опадів становила 94,8 мм.

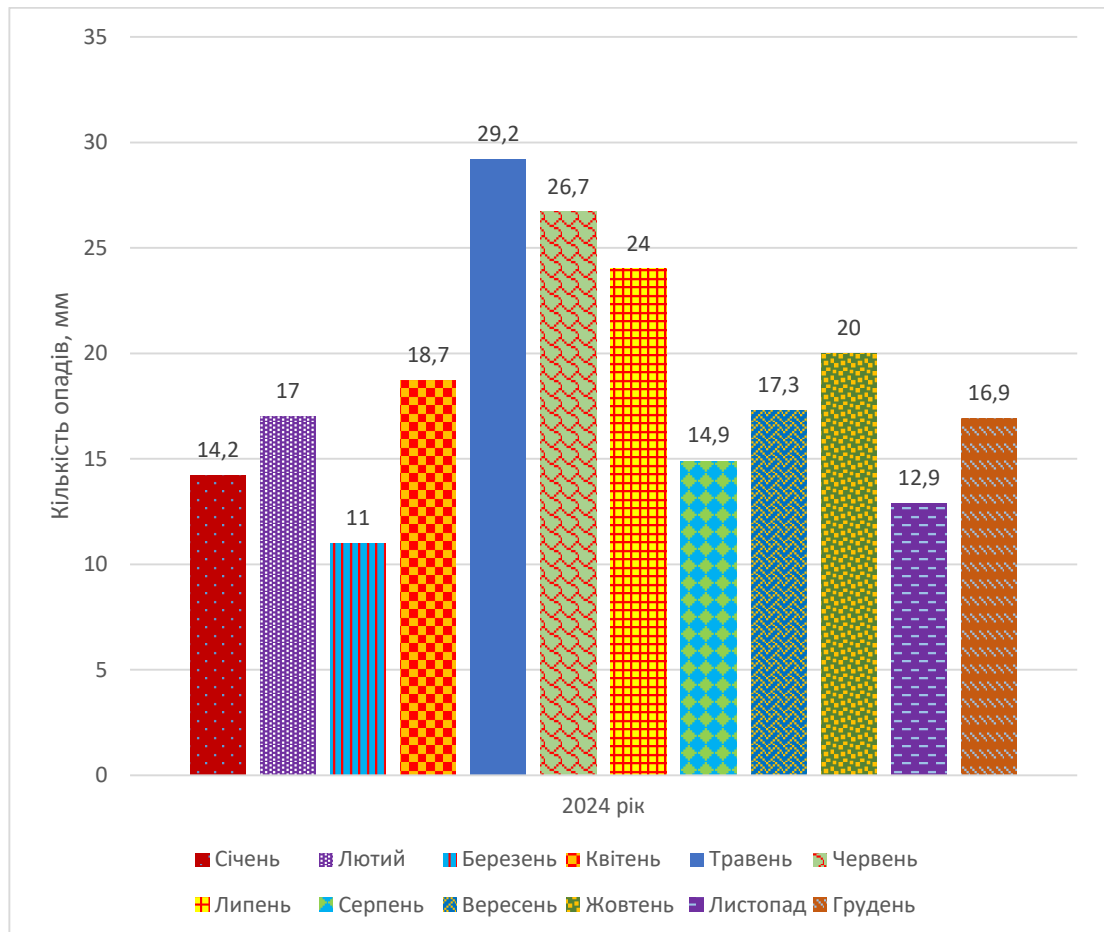


Рисунок 2.8. – Кількість опадів за 2024 рік, мм

Джерело: сформовано автором за даними сайту статистики погоди

Найбільшу кількість опадів зафіксовано в осінній період, яка склала – 65,6 мм, що становить 29,4% від загальної кількості за рік. Натомість найменший показник спостерігався у зимовий період (січень-лютий), в який випало 31,2 мм опадів, що становило 14% від річної кількості [23].

2.2. Методика проведення досліджень

Дослідження з вивчення радіологічної оцінки фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин проводили в умовах територій Коростенського та Народичського районів.

Радіологічна оцінка еколого-економічної ефективності фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту включала три напрямки:

- перший – спрямований на дослідження питомої активності радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) в орному прошарку ґрунту;
- другий – охоплював аналіз урожайності нектаропилконосних рослин та інтенсивності накопичення в їх продукції радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th);
- третій – спрямований на дослідження ефективності фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту (винесення радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) з урожаєм нектаропилконосних культур).



Рисунок 2.9 – Програма досліджень

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Схемою досліджень (рис. 2.10) передбачалось дослідження рівня забруднення ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th вертикального розподілу у ґрунті в

умовах різної інтенсивності його експлуатації.

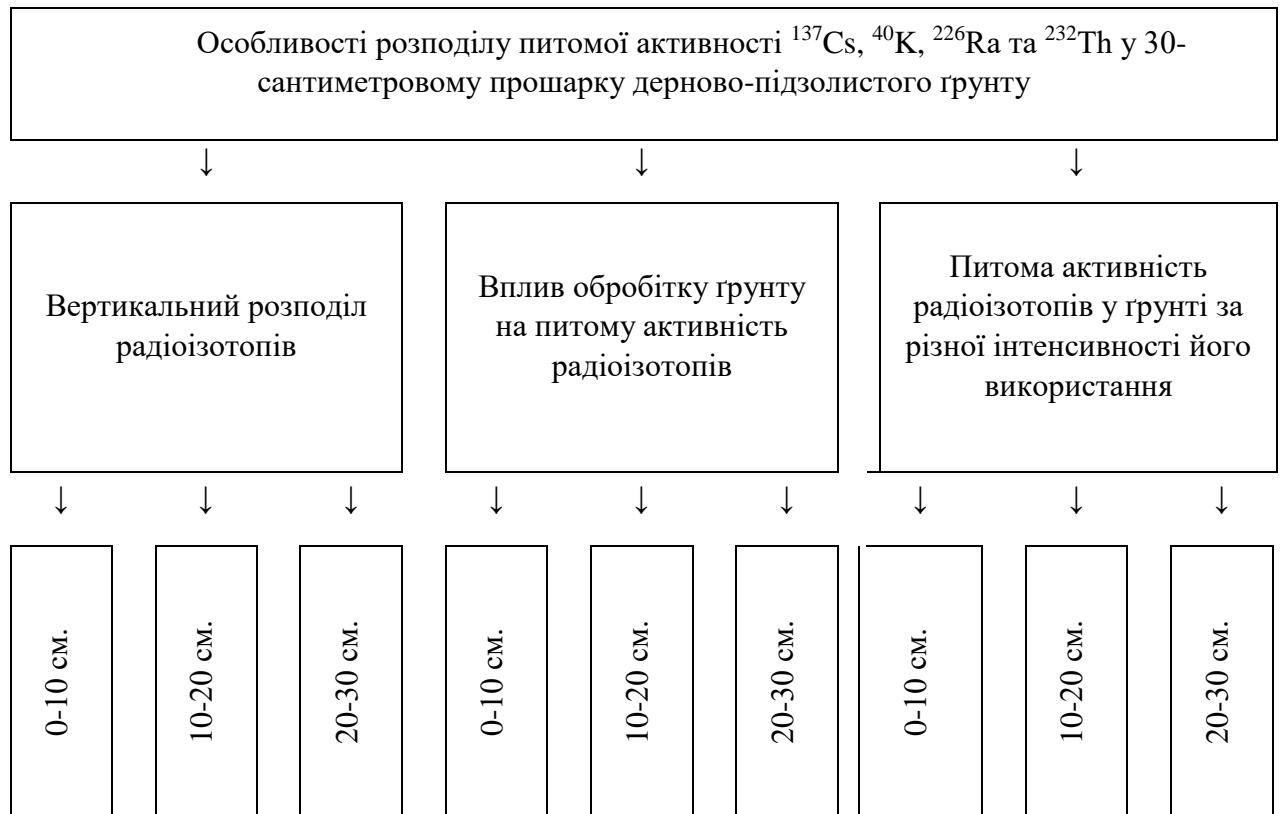


Рисунок 2.10 – Схема досліджень 1

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

При дослідженні вертикального розподілу радіоактивних речовин у ґрунті проводили його відбір на глибині 0-10 см, 10-20 см та 20-25 см. Технологія обробки ґрунту під вирощування нектаропилконосних угідь включала два варіанти, різниця між якими була лише по глибині його обробки, перший із яких включав дискування (14 см), другий – оранку (28 см).

При вивченні питомої активності ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у ґрунті залежно від інтенсивності його використання були задіяні території польової сівозміни, присадибні ділянки та природні луки.

Ґрунти територій польової сівозміни були задіяні під інтенсивне використання через вирощування сільськогосподарських культур, переважно

пшениці озимої, кукурудзи та соняшнику.

Ґрунти природних лук використовувались під вирощування злаково-бобової суміші, яка практично не використовувалась під потреби тваринництва.

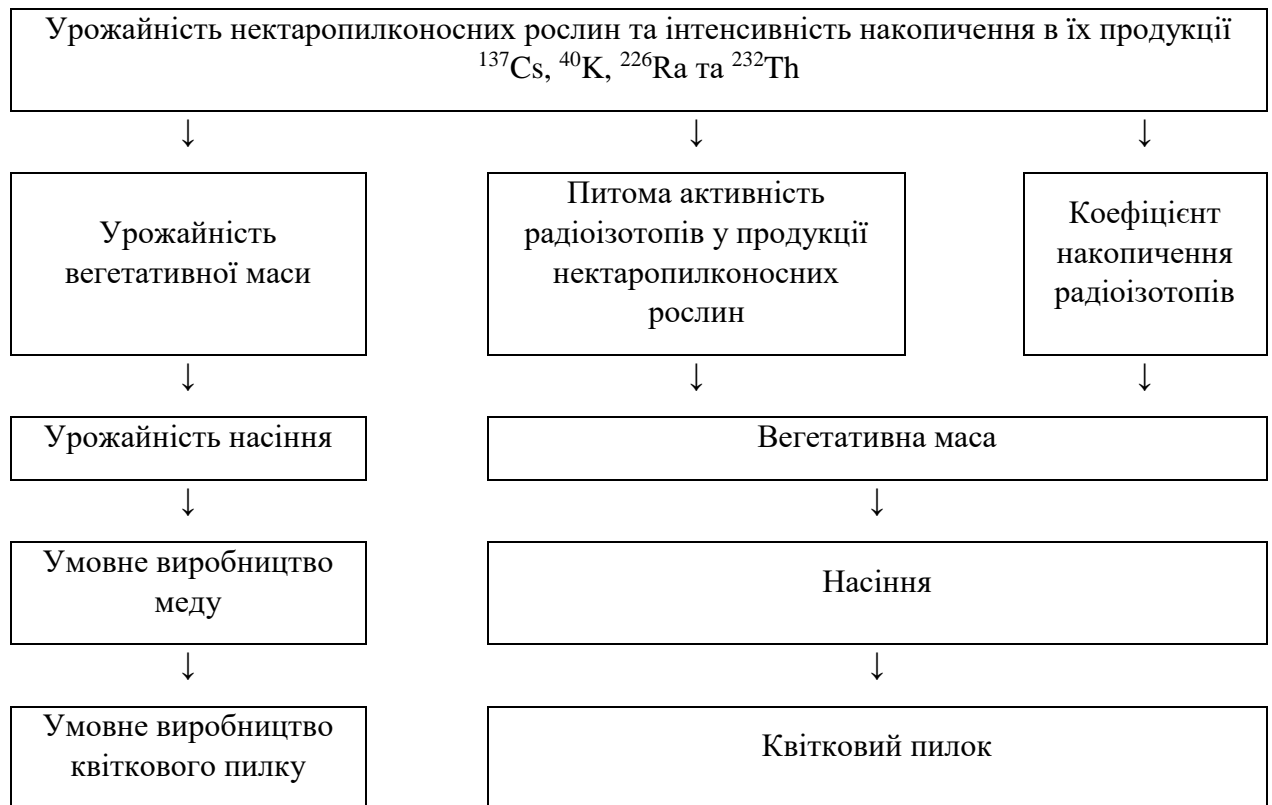


Рисунок 2.11 – Схема досліджень 2

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Вирощування нектаропилконосних рослин (рис. 2.11) проводили за загальноприйнятою технологією без мінерального удобрення дерново-підзолистого ґрунту.

Урожайність вегетативної маси та насіння нектаропилконосних рослин визначали з кожної площі, яка становила 25 м^2 . Після обмолоту насіння вегетативну масу видаляли з кожної площі.

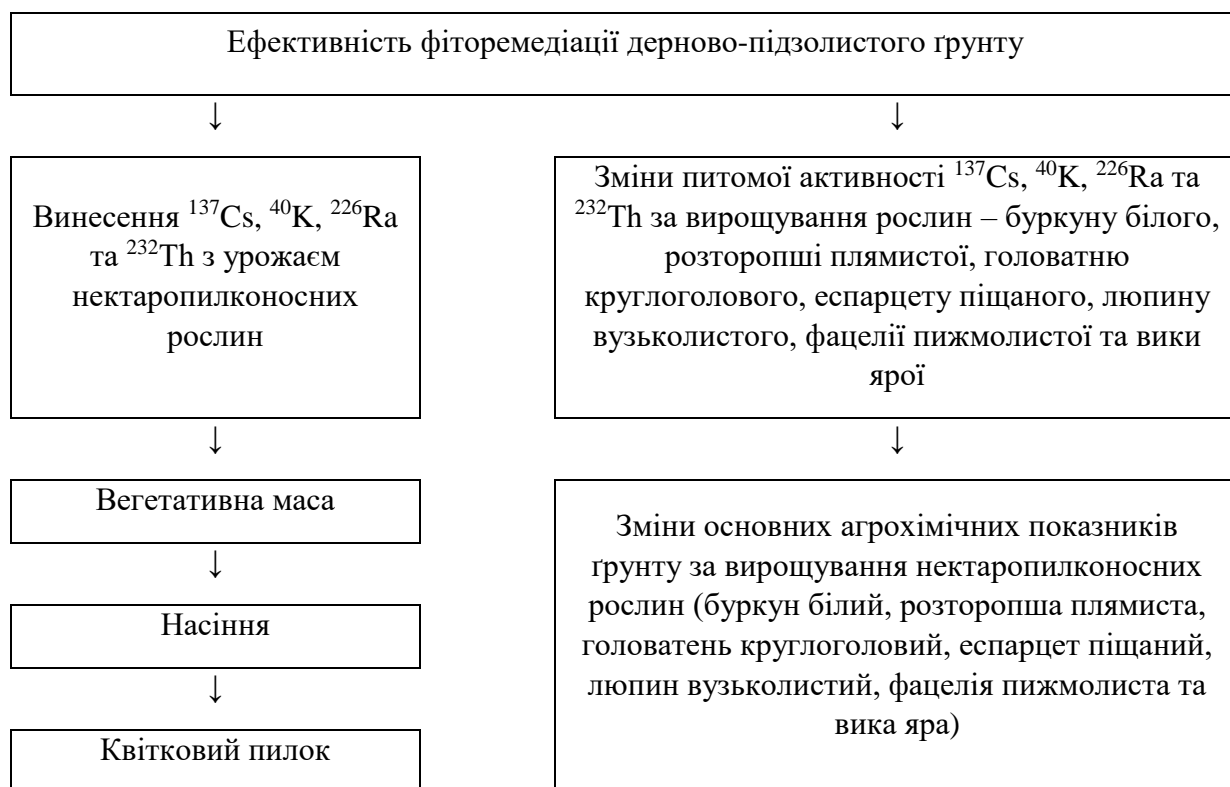


Рисунок 2.12 – Схема досліджень 3

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Урожайність нектаропилконосних рослин визначали шляхом зважування зерна та незернової частини врожаю.

За різницею між масою снопа і масою насіння визначали масу незернової частини урожаю.



Рисунок 2.13 – Схема досліджень 4

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Визначення маси сухої речовини (т/га) проводили шляхом математичного розрахунку за формулою:

$$x = \frac{(a-b) \cdot 100}{a}$$

де, x – вологість рослинної маси, %;

a – маса речовини до висушування, г;

b – маса речовини після висушування, г;

100 – коефіцієнт перерахунку у відсотки.

Вміст сухої речовини у вегетативній масі визначали за рівнянням:

$$\text{Суха речовина} = \frac{b \cdot 100}{a}$$

де, a – маса речовини до висушування, г;

b – маса речовини після висушування, г;

100 – коефіцієнт перерахунку у відсотки [3].

Відбір висушеної вегетативної маси після обмолоту проводили з кожної площі методом точкових проб, після чого її подрібнювали та формували зразки для радіологічних досліджень, масою по 10 кг з кожного

варіанту досліджень.

Контроль за накопиченням у квітковому пилку ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th проводили за вмістом цих речовин у бджолиному обніжжі.

Відбір бджолиного обніжжя проводили за способом, описаним В.П. Поліщуком (2001), суть якого полягала у використанні спеціального пристрою – пилковловлювача, який прикріплювали до вулика на льоток. Принесене бджолами обніжжя з пилковловлювача відбирали кожної доби протягом цвітіння кожної нектаропилконосної культури. Після відбору бджолиного обніжжя його просушували в термостаті за температури $+41\text{ }^{\circ}\text{C}$, до вмісту вологи 8% [11].

Відбір бджолиного обніжжя формували в зразки, упаковували у спеціальну тару, маркували та доставляли в лабораторію.

Ефективність фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту вивчали за інтенсивністю винесення ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th з вегетативною масою нектаропилконосних рослин, включаючи: буркун білий, розторопшу плямисту, головатень круглоголовий, фацелію пижмолисту, еспарцет піщаний, люпин вузьколистий та вику яру.

Видалення вегетативної маси нектаропилконосних рослин з поля проводили щорічно по завершенню обмолоту насіння. Винятком був головатень круглоголовий, вегетативну масу якого видаляли на другому році вирощування. Усі нектаропилконосні культури вирощували на одній і тій же ділянці поля протягом трьох років, за винятком головатню круглоголового, тривалість вирощування якого становила 4 роки.

Буркун білий належить до родини бобових культур і вважається цінним медоносом. Ця рослина активно поглинає азот із повітря, що позитивно впливає на родючість ґрунтів [1; 22]. Її розвинена коренева система здатна проникати на глибину до чотирьох метрів і залишає в ґрунті близько 120 ц/га сухої речовини кореневої маси та стерні. У залежності від вологості ґрунту висота буркуна може сягати від 80 см у посушливих умовах до двох метрів – у більш сприятливих регіонах. Стебла рослини прямостоячі або розлогі,

зеленого кольору з червонуватим відтінком біля основи. Вони добре галузяться, забезпечуючи стійкість і рясний ріст.

Буркун найкраще розвивається як парозаймаюча культура, відзначаючись високою ефективністю в ролі попередника для пшениці озимої. Зазвичай, його висівають під покрив інших культур, таких як ячмінь, ранні ярі суміші чи кукурудза, призначена на зелений корм. Рослина добре відповідає на внесення фосфорно-калійних добрив восени ($P_{40}K_{40}$) та комплексне підживлення навесні ($N_{60}P_{60}K_{60}$).

Еспарцет піщаний представлений як цінна медоносна культура, яка здатна дати до 150 кг високоякісного меду з одного гектара посіву. Висота його стебел становить від 60 до 120 см, вони мають ребристе стебло. Листки складні, а квітки рожевого відтінку зібрані у китиці [10]. Рослина запилюється перехресно, а плоди формуються у вигляді однонасінних бобів із сітчастою поверхнею. Насіння еспарцету ниркоподібне, блискуче, зелено-жовтого кольору, з масою тисячі насінин до 14-16 г [8]. Його коренева система глибоко розвинена і здатна сягати понад чотири метри [15].

Норма висіву становить 6-8 мільйонів схожих насінин на гектар, що еквівалентно 100-120 кг на гектар. Насіння висівають із дотриманням міжряддя 15 см, використовуючи звичайні зернові сівалки, на глибину 3-5 см. Після сівби важливо обов'язково провести коткування ґрунту. На зайнятих парах хороші результати забезпечує поєднання еспарцету з білим буркуном.

Догляд за посівами включає осіннє внесення фосфорно-калійних добрив (в нормі $P_{60}K_{60}$) та весняне підживлення у складі $N_{60}P_{45}K_{45}$. Навесні також проводять боронування середніми боронами для підтримання належного стану посівів.

Вика яра є поширеною однорічною бобовою культурою, що росте на Поліссі, в Лісостепі та Степу України. Вона має високу кормову цінність: у 100 кг сухої маси міститься 46 кормових одиниць і 123 г перетравного протеїну на одиницю. За умови використання інтенсивної агротехніки

урожайність зеленої маси може досягати 200-300 т/га, а сіна – 40-60 т/га [10]. Вика має добре розвинену кореневу систему, тонкі повзучі стебла до 120 см заввишки, парноперисті листки з вусиками на кінцях, а також червоно-фіолетові квітки у пазухах листків. Норма висіву вики для вирощування в суміші з вівсом на сіно або зелений корм варіюється залежно від району і становить 100-120 кг/га, при цьому частка вівса складає 50-75 кг/га. Для отримання насіння вику вирощують у чистих посівах із нормою висіву 120-160 кг/га зерна. Насіння загортають на глибину 4-5 см, а за умов посушливої погоди – 6-7 см. Після висіву проводять коткування важкими котками, поєднуючи цей процес із боронуванням за допомогою посівних борін.

Люпин відіграє важливу роль у сільському господарстві, як кормова та сидеральна культура. Види люпину різняться між собою за вмістом алкалоїдів – гірких токсичних речовин. Завдяки розвиненій кореневій системі рослина ефективно поглинає важкорозчинні поживні елементи. Урожай зеленої маси кормового люпину може сягати 350 ц/га, при цьому ґрунт збагачується близько 180-200 кг/га біологічного азоту та отримує до 35-40 т/га органічної речовини після заорювання зеленої маси [8; 10]. Люпин цінується, як засіб для покращення родючості ґрунтів і раціоналізації землекористування. Основний обробіток ґрунту для посіву люпину, подібно до інших зернових бобових культур з ранніми строками сівби, включає лущення стерні та зяблеву оранку. Для дерново-підзолистого ґрунту, який використовуються для вирощування білого люпину, оранку проводять на глибину орного шару, тоді як на чорноземах глибина становить 25-27 см.

На легких піщаних і супіщаних ґрунтах, призначених для жовтого або вузьколистого люпину, під час зяблевої оранки рекомендується вносити до 60 кг/га діючої речовини фосфору і 90 кг/га калію. У випадку важчих за механічним складом ґрунтів дозування фосфору і калію зменшується до 60 кг/га кожного виду добрив. Серед фосфорних добрив найкраще підходить фосфоритне борошно, яке забезпечує ефективне засвоєння фосфору рослинами люпину. Для білого люпину норми фосфорних і калійних добрив

становлять $R_{90-120}K_{90}$.

Розторопша плямиста – культура, яку висівають у ранньовесняний період. Найурожайніший час для посіву збігається із термінами сівби пізніх ярових культур, що сприяє дружним та рівномірним сходам, які з'являються на 8-10-й день за середньодобової температури $+10^{\circ}\text{C}$. Найкраще ця рослина розвивається на пухких, слабокислих ($\text{pH } 5,5-6,0$) та супіщаних ґрунтах. Внесення мінеральних добрив істотно впливає на щільність посівів, продуктивність розторопші та якісні характеристики її плодів. Розторопша належить до культур із поступовим споживанням елементів мінерального живлення протягом вегетації. Надмірне внесення азотних добрив небажане для цієї рослини, оскільки воно призводить до затримки дозрівання плодів і зниження їхньої олійності [9].

Найбільш раціональним методом сівби вважається суцільний посів із нормою висіву 25-30 кг/га і глибиною загортання насіння на 3-4 см. Цей спосіб сівби сприяє більш рівномірному дозріванню насіння, що є важливим фактором у підвищенні якості врожаю.

Плоди, що використовуються як сировина, збирають у третій декаді серпня, коли насіння досягає стиглості. Цю фазу визначають за висиханням і пожовтінням суцвіть (кошиків), які починають розпадатися. Через поступове досягання насіння, яке легко висипається з кошиків, збір проводять у кілька етапів.

Фацелія належить до родини водолистникових і є однорічною трав'янистою рослиною. Вона має пряме, соковите й крихке стебло заввишки 60-90 см, яке формує до двадцяти бічних пагонів. Суцвіття складається з 4-9 дзвоникоподібних квіток. Перші квіти розпускаються вже через місяць після посіву насіння, а процес цвітіння триває безперервно близько двох місяців [10].

Фацелія успішно культивується як на відкритих сонячних ділянках, так і в затінених умовах. Ця рослина належить до групи холодостійких видів: вона здатна переносити зниження температури до -8°C , а її насіння починає

проростати при температурі $+4^{\circ}\text{C}$. За умови достатньої вологості ґрунту, сходи з'являються вже через 7-10 днів після висіву насіння. У разі посушливих умов цей період може подовжуватися до 14 днів.

Фацелія вирізняється швидким ростом і високою здатністю до нарощування біомаси. До етапу бутонізації рослина здатна формувати на кожні 100 м^2 близько 250-300 кг зеленої маси, яка за своєю агрономічною ефективністю порівнюється з внесенням приблизно 300 кг перегною. Зрізана біомаса характеризується швидким розкладом, що збагачує ґрунт важливими елементами, такими як калій, азот та органічні речовини корисного спрямування. Проте, для інтенсивного розкладання цієї зеленої маси необхідно забезпечити достатній рівень вологи. У періоди посухи рекомендується застосовувати додатковий полив або використовувати інші методи зволоження для оптимізації процесу розкладання і підвищення ефективності окультурення ґрунту.

Головатень круглоголовий, представник родини айстрових (складноцвітих), є багаторічною трав'янистою рослиною висотою до 2 м і поширений на значних територіях. У порівнянні з головатнем звичайним його врожайність значно вища, що стало підставою для введення цього виду до лікарської рослини. Головатень круглоголовий є єдиним джерелом ехінопсину – отруйного алкалоїду хінолінового ряду ($\text{C}_{10}\text{H}_9\text{NO}$).

Агротехнічні заходи з вирощування головатню передбачають весняну сівбу насіння на глибину 2-2,5 см. Оптимальна норма висіву становить 6-8 схожих насінин на метр або від 10 до 12 кг на гектар. Альтернативним методом розмноження є використання розсади, яка має високий рівень приживлюваності. Зважаючи на біологічні особливості цієї дворічної рослини, на першому році розвитку формується виключно прикореневий розетковий листковий апарат. Сівбу можливо здійснювати під покрив однорічних культур, за умови застосування широкорядного способу розміщення посівів.

Для вивчення рівня питомої активності радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra

та ^{232}Th) у ґрунті з кожного поля проводився відбір зразків за методом конверту. Даним методом проводився відбір п'яти окремих зразків ґрунту з різних ділянок кожного досліджуваного поля на глибині 22-25 см, що відповідає шару його механічної обробки.

Після видалення рослинних залишків відібрані зразки ретельно змішували, щоб отримати однорідну масу. З отриманої суміші методом точкових проб виділяли представницький зразок, масою 500 г, який використовували для визначення питомої активності радіоактивних речовин у ґрунті. Представницькі зразки фасували у поліетиленові пакети, маркували їх відповідним чином і транспортували до лабораторії для проведення подальших досліджень [4-7].

Зразки відібраного ґрунту та фітомаси доставляли до сертифікованої лабораторії Житомирська філія ДУ «Держґрунтохорона». Питому активність радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) у ґрунті та фітомасі нектаропилконосних рослин (розторопша плямиста, буркун білий, головатень круглоголовий, еспарцет піщаний, фацелія пижмолиста, люпин вузьколистий та вика яра) визначали гамма-спектрометричним методом, використовуючи пристрій гамма-спектрофотометр «СЕГ-05» [3].

Біометричну обробку отриманих результатів досліджень проводили з урахуванням середнього арифметичного значення (M), середнього квадратичного відхилення (m) та достовірності різниці середніх значень (критерії P). Для позначення ймовірності в таблицях використовуються умовні позначення: $p < 0,05^*$; $p < 0,01^{**}$; $p < 0,001^{***}$.

Висновки до 2 розділу

1. Території Коростенської територіальної громади характерний помірно-континентальний клімат. Середня річна температура становить 6-7 °С тепла. Найхолоднішим місяцем року є січень із середньою багаторічною температурою -6 градусів, а найтеплішим – липень із показником +19 °С. Безморозний період триває від 150 до 170 днів, тоді як дні з середньодобовою температурою понад 0 °С спостерігаються протягом 240-260 днів. Вегетаційний період (із середньою температурою вище +5 °С) починається у другій декаді квітня й завершується наприкінці жовтня.

2. Ефективність фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту досліджувалась на підставі оцінки інтенсивності накопичення радіонуклідів ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th наземною вегетативною масою насінням та продуктами переробки квіткового пилку – нектаропилконосних рослин: буркун білий, розторопша плямиста, головатень круглоголовий, фацелія пижмолиста, еспарцет піщаний, люпин вузьколистий та вика яра.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2

1. Tkachuk O. Biological features of the distribution of root systems of perennial legume grasses in the context of climate change. *Scientific Horizons*. 2021. № 24 (2). P. 69-76. DOI: 10.48077/scihor.24(2).2021.69-76.
2. Аріон О.В., Купач Т.Г., Дем'яненко С.О. Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства: Навчально-методичний посібник. Київ, 2017. 226 с.
3. Господаренко Г.М. Практикум з агрохімії: Підручник. СІК ГРУП Україна. 2020. 148 с.
4. ДСТУ 3127-95. Обніжжя бджолине (пилок квітковий) і його суміші. Технічні умови. [Чинний від 01.07.1997]. К.: Держстандарт України. 1995. 66 с.
5. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. [Чинний від 2005-07-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2005. 9 с.
6. ДСТУ ISO 10381-1:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 1 Настанови щодо складання програм відбирання проб. [Чинний від 2006-04-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2006. 29 с.
7. ДСТУ ISO 10381-2:2004. Якість ґрунту. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб. [Чинний від 2004-04-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2006. 29 с.
8. Зінченко О.І., Салатенко В.Н., Білоножко М.А. Рослинництво: підручник. Аграрна освіта. 2001. 591 с.
9. Климчук О.В., Поліщук І.С., Мазур В.А. Лікарські рослини. Технологія вирощування. Вінниця: ВНАУ. 2011. 188 с.
10. Петриченко В.Ф., Лихочвор В.В. Рослинництво. Нові технології вирощування польових культур: підручник. 5-те вид. Львів: НВФ «Українські технології». 2020. 806 с.
11. Поліщук В.П. Бджільництво: Підручник. Вища школа. 2001. 287 с.
12. Польовий А.М., Гуцал А.І., Дронова О.О. Ґрунтознавство: підручник. Одеса: Екологія, 2013. 668 с.

13. Прістер Б.С., Лещенко С.О. Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення територій України в результаті аварії на ЧАЕС на період 1996-1998 років. 1996. 56 с.

14. Разанов С.Ф., Огороднічук Г.М., Коминар М.Ф. Вплив обробітку ґрунту на накопичення цезію-137 в квітковому пилку та в продуктах переробки його медоносною бджолою. *Сільське господарство та лісівництво*. 2021. № 3 (22). С. 161-173. DOI: 10.37128/2707-5826-2021-3-13

15. Разанов С.Ф., Ткачук О.П., Гончарук І.І., Кравченко В.С. Зміна структури ґрунту при вирощуванні бобових багаторічних трав. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. 2018. № 92 (1). С. 206-214.

16. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2021 році. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. 187 с. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/regionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-seredovyshha-v-ukrayini/> (дата звернення: 05.08.2024).

17. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2022 році. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. 180 с. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/regionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-seredovyshha-v-ukrayini/> (дата звернення: 05.08.2024).

18. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2023 році. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. 180 с. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/regionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-seredovyshha-v-ukrayini/> (дата звернення: 05.08.2024).

19. Ткач О.М. Екологічний паспорт Коростенської міської

територіальної громади за 2021 рік: веб-сайт. URL: <https://korosten-rada.gov.ua/miska-rada/upravlinnya-ta-viddily/viddil-z-pytan-czyvilnogo-zahystu/ekologiya/ekologichnyj-pasport/> (дата звернення: 22.03.2023).

20. Ткач О.М., Козаченко Т.А. Екологічний паспорт Коростенської міської територіальної громади за 2023 рік: веб-сайт. URL: <https://korosten-rada.gov.ua/miska-rada/upravlinnya-ta-viddily/viddil-z-pytan-czyvilnogo-zahystu/ekologiya/ekologichnyj-pasport/> (дата звернення: 04.07.2024).

21. Ткач О.М., Козаченко Т.А. Екологічний паспорт Коростенської міської територіальної громади за 2022 рік: веб-сайт. URL: <https://korosten-rada.gov.ua/miska-rada/upravlinnya-ta-viddily/viddil-z-pytan-czyvilnogo-zahystu/ekologiya/ekologichnyj-pasport/> (дата звернення: 10.09.2023).

22. Ткачук О.П. Вплив бобових багаторічних трав на агроекологічний стан ґрунту. *Збалансоване природокористування*. 2017. № 1. С. 127-130.

23. Статистика погоди. Кліматичні дані за роками та місяцями. Метеопост: веб-сайт. URL: <https://meteopost.com/weather/climate/> (дата звернення: 25.01.2024).

РОЗДІЛ 3. ОЦІНКА ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ В УМОВАХ РАДІАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ ЗА ВИРОЩУВАННЯ НЕКТАРОПИЛКОНОСНИХ РОСЛИН

3.1. Особливості накопичення радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті

Ґрунти на сьогодні залишаються основним джерелом зосередження радіоактивних речовин, які, перебуваючи в обмінній формі, активно включаються в колообіг та нагромаджуються в рослинній сировині.

У процесі фіторемедіації рослини накопичують радіоактивні речовини, що сприяє зниженню їх концентрації в ґрунтах завдяки винесенню з урожаєм. Інтенсивність накопичення радіоактивних речовин залежить від низки факторів, зокрема, від ботанічного походження культур. Однак, ефективність фіторемедіації радіоактивно забруднених ґрунтів не завжди знаходить широке застосування, як правило, через високо-витратні технології.

Тому вивчення ефективності фіторемедіації забруднених радіоактивними речовинами ґрунтів потребує постійного удосконалення для підвищення як екологічної, так і економічної ефективності.

За аналізом даних інтенсивності забруднення дерново-підзолистого ґрунту виявлено найвищий рівень ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th в умовах ґрунтового середовища природних лук (табл. 3.1).

Так, питома активність ^{137}Cs у ґрунтах природних лук була вищою, порівняно з ґрунтами присадибних ділянок, на 10,2% та з польовою сівозмінною – на 16,2%.

Питома активність ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th у ґрунтах природних лук перевищувала показники ґрунтів польової сівозміни на 5,9%, 23,5% і 31,5% та присадибних ділянок – на 3,3%, 16,6% і 19,0% відповідно.

Вірогідну різницю (Додаток Г) в питомій активності радіонуклідів у ґрунті виявлено в умовах природних лук порівняно з ґрунтами польової сівозміни. Водночас у ґрунтах присадибних територій та польової сівозміни вірогідної різниці у питомій активності ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th не виявлено.

Таблиця 3.1

Питома активність радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті за 2022 р., Бк/кг (n=4, M±m),

Радіоактивні речовини	Ґрунти польової сівозміни	Ґрунти присадибних територій	Ґрунти природних лук
^{137}Cs	240,0 ± 5,41	253,0 ± 2,4	279,0 ± 3,7
^{40}K	440,0 ± 6,10	450,0 ± 3,3	465,0 ± 5,1
^{226}Ra	17,0 ± 0,40	18,0 ± 0,7	21,0 ± 0,4
^{232}Th	19,0 ± 0,22	21,0 ± 0,3	25,0 ± 0,7

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Аналізуючи питому активність радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті у 30-сантиметровому прошарку, необхідно відмітити, що сумарна кількість ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th становила в умовах польової сівозміни 33,5%, 61,4%, 2,4% і 2,6%, присадибних ділянок – 34,1%, 60,6% і 2,4% і 2,8% та природних лук – 35,3%, 58,8%, 2,6% і 3,1% відповідно.

По зростаючій регресії питома активність радіоактивних речовин у ґрунті знаходилася в такій послідовності: $^{226}\text{Ra} \rightarrow ^{232}\text{Th} \rightarrow ^{137}\text{Cs} \rightarrow ^{40}\text{K}$

Таблиця 3.2

Вертикальний розподіл радіоактивних речовин у ґрунтах за 2022 р., Бк/кг (n=4, M±m),

Радіоактивні речовини	Ґрунти								
	польової сівозміни, см			присадибні ділянки, см			природні луки, см		
	0-10	10-20	20-30	0-10	10-20	20-30	0-10	10-20	20-30
^{137}Cs	$264,7 \pm 8,2$	$253,1 \pm 7,3$	$207,5 \pm 2,2^{***}$	$268,3 \pm 1,3$	$266,2 \pm 1,7$	$244,7 \pm 1,1^{***}$	$397,2 \pm 2,1$	$92,0 \pm 1,3^{***}$	$2,7 \pm 0,04^{***}$
^{40}K	$445,0 \pm 5,1$	$437,0 \pm 6,2$	$321,0 \pm 1,3^{***}$	$361,0 \pm 2,4$	$351,0 \pm 1,6$	$207,5 \pm 2,1^{***}$	$462,0 \pm 3,1$	$464,0 \pm 2,7$	$379,2 \pm 4,2^{***}$
^{226}Ra	$14,5 \pm 0,6$	$14,7 \pm 0,7$	$12,5 \pm 0,4^{***}$	$16,7 \pm 0,3$	$15,8 \pm 0,4$	$18,0 \pm 0,03^{***}$	$16,3 \pm 0,25$	$16,7 \pm 0,11$	$14,3 \pm 0,12$
^{232}Th	$19,5 \pm$	$20,1 \pm 0,6$	$17,0 \pm 0,3^{***}$	$18,0 \pm 0,4$	$18,4 \pm 0,2$	$19,5 \pm 0,11^{***}$	$20,5 \pm 0,13 \pm$	$20,0 \pm 0,23$	$19,3 \pm 0,14$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Характеризуючи вертикальний розподіл радіоактивних речовин у ґрунті (табл. 3.2) польової сівозміни присадибних ділянок та природних лук, необхідно відмітити деякі особливості. За результатом досліджень виявлено, що в ґрунтах польової сівозміни на глибині 0-10 см, 10-20 см і 20-30 см виявлено ^{137}Cs – 36,4%, 34,8% і 28,6%, ^{40}K – 36,9%, 36,3% і 26,7%, ^{226}Ra – 34,8%, 35,2% і 30,0% та ^{232}Th – 34,4%, 35,5% і 30,0% відповідно. Питома активність у ґрунті польової сівозміни ^{137}Cs на глибині 10-20 см та 20-30 см була нижчою на 4,3% та 21,6% порівняно з ґрунтом на глибині 0-10 см.

Питома активність ^{40}K у ґрунті на глибині 10-20 см і 20-30 см була нижчою на 1,79% та 27,8% відповідно порівняно з ґрунтом з 0-10-сантиметрової глибини. Щодо питомої активності ^{226}Ra та ^{232}Th у ґрунті необхідно відмітити, що кількість цих радіоактивних речовин у 10-20-сантиметровій глибині була вищою на 1,37% та 3,07%, у 20-30-сантиметровому прошарку ґрунту, навпаки, нижчою на 13,7% та 12,8% з порівняно з глибиною 0-10 см.

Водночас, необхідно відмітити, що вірогідна різниця в питомій активності ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th спостерігалась лише між прошарками ґрунту на глибині 0-10 см та 20-30 см.

У ґрунтах присадибних ділянок на глибині 0-10 см, 10-20 см і 20-30 см виявлено ^{137}Cs – 34,4%, 34,2% і 31,4%, ^{40}K – 39,3%, 38,2% і 22,5%, ^{226}Ra – 33,0%, 31,3% і 35,6% та ^{232}Th 32,2%, 32,9% і 34,8% відповідно.

За результатами досліджень (рис. 3.1) виявлено, що у ґрунтах природних лук на глибині 0-10 см питома активність ^{137}Cs перевищувала показники з ґрунтів польової сівозміни і присадибних ділянок на 8,8 в.п. і 4,1 в.п. відповідно. Питома активність ^{40}K у ґрунті на глибині 0-10 см була найвищою в умовах польової сівозміни. Зокрема, питома активність ^{40}K у ґрунті польової сівозміни була вищою, порівняно з показником на присадибних територіях, на 5,6 в.п. та на природних луках – на 8,3 в.п. Питома активність ^{226}Ra і ^{232}Th була вищою у ґрунтах польової сівозміни на 0,56 в.п. і 0,1 в.п. та природних лук – на 0,7 в.п. і 0,4 в.п. відповідно.

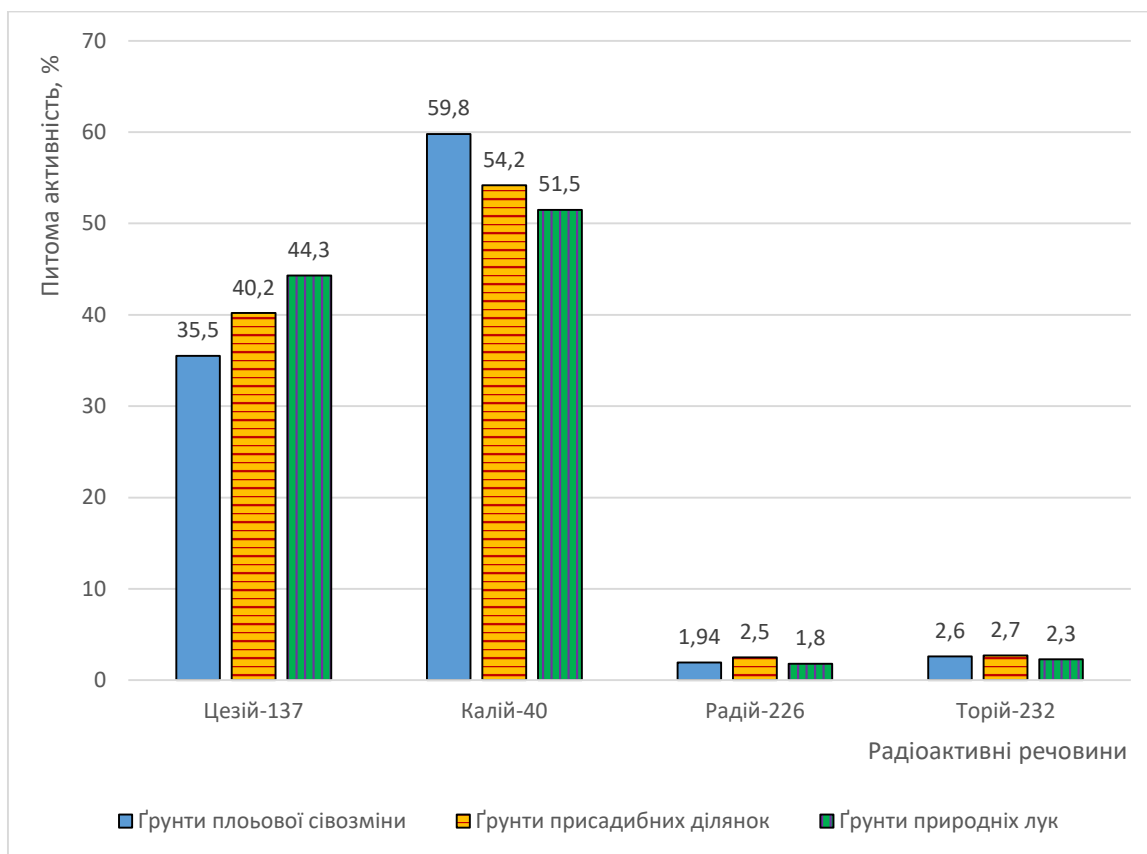


Рисунок 3.1. Порівняльна оцінка питомої активності радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті (0-10-см прошарку) за різної інтенсивності його використання за 2022 р., %

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

В умовах присадибних ділянок питома активність ^{137}Cs у ґрунті на глибині 10-20 і 20-30 см була нижчою на 0,8% і 8,7% порівняно з ґрунтом на глибині 0-10 см. Питома активність ^{40}K і ^{226}Ra була нижчою на 2,7% і 5,3% відповідно, а ^{232}Th , навпаки, вищою на 2,2% у ґрунті на глибині 10-20 см порівняно з 0-10-сантиметровим прошарком. У ґрунті на глибині 20-30 см, порівняно з 0-10 см прошарком ґрунту, питома активність ^{40}K була нижчою на 42,5%, ^{226}Ra і ^{232}Th – вищою на 7,7% і 8,3% відповідно.

Вірогідна різниця між питомою активністю радіонуклідів на глибині ґрунту 0-10 см і 20-30 см спостерігалась лише по ^{40}K .

Аналізуючи вертикальний розподіл радіоактивних речовин у ґрунті

природних лук, необхідно відмітити, що кількість ^{137}Cs на глибині 10-20 см та 20-30 см була нижчою на 49,1% та 77,9%. Питома активність ^{40}K і ^{226}Ra у прошарку ґрунту на глибині 10-20 см перевищувала показники на глибині 0-10 см на 0,4% і 2,4% відповідно, а ^{232}Th – була нижчою на 2,4%.

У ґрунтах природних лук на глибині 0-10 см, 10-20 см і 20-30 см виявлено ^{137}Cs – 76,8%, 17,8% і 5,3%, ^{40}K – 35,4%, 35,5% і 29,0%, ^{226}Ra – 34,4%, 35,3% і 30,2% та ^{232}Th 34,3%, 33,4% і 32,3% відповідно.

Аналіз даних питомої активності радіоактивних речовин у ґрунтах (на глибині 10-20 см) (рис. 3.2) показав, що найвищий показник по ^{137}Cs виявлено в умовах присадибних ділянок, тоді як ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th – в умовах природних лук.

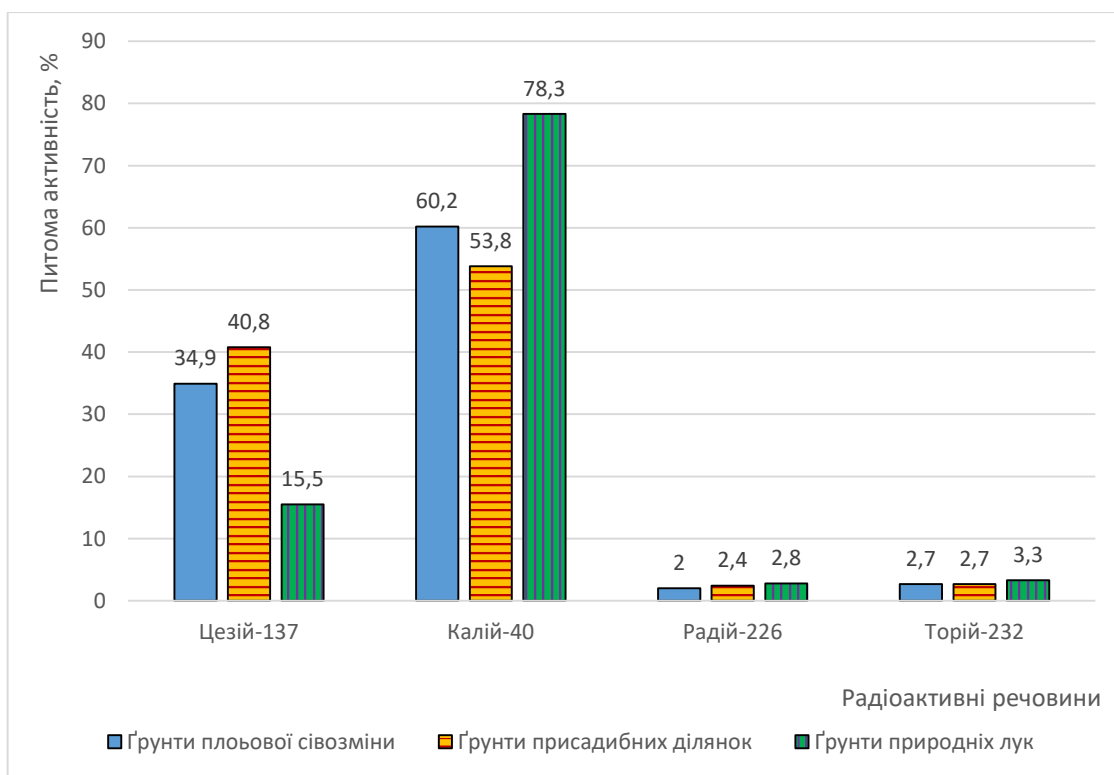


Рисунок 3.2. – Порівняльна оцінка питомої активності радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті (10-20-см прошарку) за різної інтенсивності його використання за 2022 р., %

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Так, питома активність ^{137}Cs у ґрунтах присадибних територій та природних лук була вищою порівняно з ґрунтом польової сівозміни на 5,9 в.п. та 25,3 в.п. відповідно.

Питома активність ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у ґрунті природних лук на глибині 10-20 см була вищою порівняно з ґрунтом польової сівозміни на 18,1 в.п., 0,8 в.п. та 0,6 в.п., присадибних ділянок – на 24,5 в.п., 0,4 в.п. та 0,5 в.п. відповідно.

У ґрунті на глибині 20-30 см питома активність ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th була нижчою відповідно на 17,9%, 12,2% та 5,8% порівняно з ґрунтом на глибині 0-10 см. Вірогідна різниця за вмістом у ґрунті ^{137}Cs була виявлена між 0-10 см, 10-20 см і 20-30-сантиметровим прошарком.

Аналіз результатів досліджень (рис. 3.3) показав, що найвищу питому активність ^{137}Cs і ^{226}Ra у прошарку ґрунту на глибині 20-30 см виявлено в умовах присадибних ділянок, тоді як ^{40}K та ^{232}Th – в умовах природних лук.

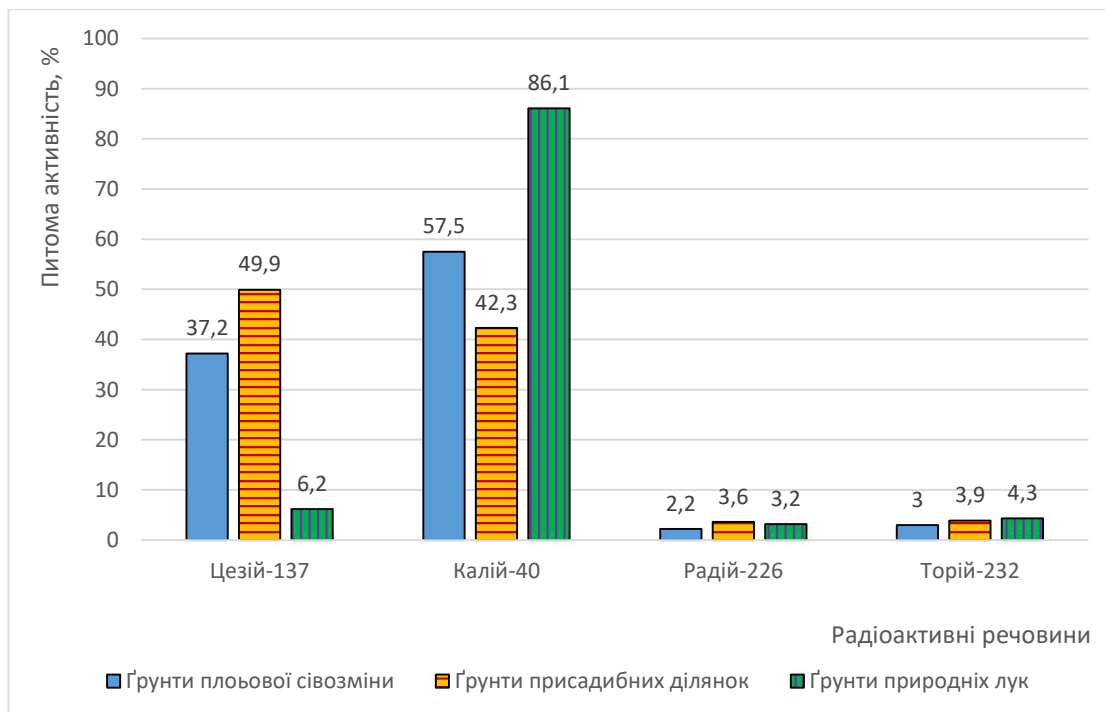


Рисунок 3.3. – Порівняльна оцінка питомої активності радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті (20-30-см прошарку) за різної інтенсивності його використання за 2022 р., %

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Зокрема, питома активність ^{137}Cs і ^{226}Ra у ґрунті присадибних ділянок виявилась вищою на 12,7 в.п. і 1,4 в.п. порівняно з ґрунтами польової сівозміни та на 43,7 в.п. і 0,4 в.п. – з ґрунтами природних лук. Питома активність ^{40}K та ^{232}Th у ґрунтах природних лук була вищою, порівняно з ґрунтами польової сівозміни, на 28,6 в.п. і 1,3 в.п. та природних лук – на 43,8 в.п. і 0,4 в.п.

Вірогідна різниця між вмістом ^{40}K спостерігалась у ґрунті на глибині 0-10 см та 20-30 см. Тобто, найбільш рівномірний розподіл ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th спостерігався у ґрунтах польових сівозмін та присадибних ділянок, які оброблялися механічно протягом 37 років після аварії на Чорнобильській АЕС. В умовах природних лук найбільша кількість ^{137}Cs зосереджена на глибині ґрунту 0-10 см. Щодо питомої активності ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у ґрунтах природних лук, то необхідно відмітити, що різниця між прошарками ґрунту 0-10 см та 10-20 см була незначною і невірогідною. Між прошарками ґрунту 0-10 см та 20-30 см вірогідну різницю виявлено лише по ^{40}K .

Аналізуючи результати впливу обробітку ґрунтів (табл. 3.3) перелогів на розподіл радіоактивних речовин у 30-сантиметровому прошарку ґрунту, то необхідно відмітити деякі особливості. Зокрема, за поверхневого обробітку луків (дискування на глибині до 14 см) питома активність радіонуклідів була нижчою у ґрунті на глибині 10-20 см та 20-30 см, порівняно з 0-10 см, а саме ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th – на 52,8% і 69,5%, 10% і 4,7% та 75,9%, 16%, 11,7% і 8,7% відповідно. Вірогідна різниця спостерігалася лише по ^{137}Cs у ґрунті глибиною 20-30 см та 0-10см.

Таблиця 3.3

Вплив способів обробітку ґрунтів на розподіл радіоактивних речовин у ґрунті природніх лук за 2022 р., Бк/кг (n=4, M±m)

Радіоактивні речовини	Ґрунти					
	поверхневий обробіток ґрунтів (10-14 см)			глибокий обробіток ґрунтів (24-28 см)		
	0-10 см	10-20 см	20-30 см	0-10 см	10-20 см	20-30 см
¹³⁷ Cs	284,5 ± 1,3	134,2 ± 1,7***	4,1 ± 1,2***	107,0 ± 0,8	101,5 ± 2,2	81,3 ± 2,1
⁴⁰ K	405,0 ± 4,0	398,0 ± 1,9	340,0 ± 11,4	321,0 ± 1,34	322,0 ± 3,1	320,0 ± 3,7
²²⁶ Ra	17,0 ± 0,31	15,3 ± 0,41	15,0 ± 0,7	14,4 ± 0,15	14,2 ± 0,14	14,2 ± 0,15
²³² Th	21,0 ± 0,37	20,0 ± 0,32	19,2 ± 0,47	20,7 ± 0,12	20,2 ± 0,19	19,7 ± 0,27

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Тобто, найбільшу кількість ¹³⁷Cs виявлено за поверхневого обробітку перелогів на глибині 0-10 см. При чому спостерігалась висока вірогідність у різниці між ґрунтом на глибині 0-10 см, 10-20 см та 20-30 см.

За глибокого обробітку ґрунтів перелогу (переорювання глибиною 24-28 см) розподіл радіоактивних речовин у прошарку ґрунту 30 см був більш рівномірним, а вміст цих токсикантів суттєво не відрізнявся і різниця була показниками невірогідною.

Так, у ґрунті з глибини 10-20 см питома активність ¹³⁷Cs, ⁴⁰K, ²²⁶Ra та ²³²Th була нижчою на 2,6%, 0,23%, 1,1% та 2,4%, з 20-30 см – на 12,4%, 0,2%, 1,1% та 4,8% відповідно, порівняно з 0-10-сантиметровим прошарком.

Аналіз питомої активності радіоактивних речовин в орному прошарку ґрунту (24-28 см) показав, що кількість ¹³⁷Cs, ⁴⁰K, ²²⁶Ra та ²³²Th була меншою на 84%, 1,8%, 7,4% та 6,0%, на луках – більшою на 32,7%, 6,8%, 27,7% та

13,3% відповідно, порівняно з ґрунтом польової сівозмін. Вірогідна різниця між вмістом ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th спостерігалась лише у ґрунті польової сівозмін та перелогів.

Отже, за результатами досліджень встановлено, що питома активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th в орному прошарку ґрунту залежав від глибини його розміщення, обробітку та інтенсивності використання. Найбільша різниця у вмісті ^{137}Cs за вертикального розподілу у ґрунтах виявлена між глибиною 0-10 – 20-30 см, особливо в умовах перелогів. Розподіл ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th по горизонтам на глибині ґрунту 30 см був більш рівномірним, а різниця між різними обробітками ґрунту виявилась не вірогідною. Встановлено певну залежність між вмістом радіонуклідів у ґрунтах польової сівозмін, присадибних ділянок та перелогу. Найвищу питому активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th зафіксовано у ґрунтах перелогу, тоді як найнижчі значення ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th спостерігались у ґрунтах присадибних ділянок.

3.2. Урожайність та інтенсивність накопичення ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у вегетативній масі, насінні та квітковому пилку нектаропилконосних рослин

Результати досліджень з аналізу урожайності нектаропилконосних рослин (табл. 3.4), вирощених на дерново-підзолистому ґрунті показали, що їх середня урожайність за три роки досліджень склала: розторопші плямистої – 240,5 ц/га, буркуну білого – 183,8 ц/га, головатню круглоголового – 161 ц/га, люпину вузьколистого – 217,9 ц/га, фацелії пижмолистої – 87,4 ц/га, еспарцету піщаного – 137,9 ц/га та вики ярої – 129,3 ц/га.

Таблиця 3.4

**Урожайність вегетативної маси нектаропилконосних
рослин у період 2022-2024 рр., ц/га (n=3, M±m)**

Нектаропилконосні рослини	Роки			
	2022	2023	2024	середнє за роки досліджень
Розторопша плямиста	289,7	228	203,8	240,5 ± 36,44
Буркун білий	207,4	179,5	164,5	183,8 ± 17,78
Головатень круглоголовий	204,5	291,7	287,8	261,0 ± 40,22
Люпин вузьколистий	224	282,5	267,2	217,9 ± 24,77
Фацелія пижмолиста	90,7	97,4	94,1	97,4 ± 2,74
Еспарцет піщаний	110	132,3	171,5	137,9 ± 25,42
Вика яра	147	130	111	129,3 ± 14,70

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Урожайність насіння розторопші плямистої склала 3,7 ц/га, буркуну білого – 3,2 ц/га, головатню круглоголового – 6,5 ц/га, люпину вузьколистого – 10,8 ц/га, фацелії пижмолистої – 2,3 ц/га, еспарцету піщаного – 3,7 ц/га та вики ярої – 8,3 ц/га (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Урожайність насіння нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр., ц/га (n=3, M±m)

Нектаропилконосні рослини	Роки			
	2022	2023	2024	середнє за роки досліджень
Розторопша плямиста	4,3	3,0	4,0	3,7 ± 0,56
Буркун білий	3,5	3,0	3,2	3,2 ± 0,21
Головатень круглоголовий	7,8	6,0	5,7	6,5 ± 0,93
Люпин вузьколистий	12,5	10,2	9,9	10,8 ± 1,16
Фацелія пижмолиста	2,2	2,0	2,9	2,3 ± 0,39
Еспарцет піщаний	4,7	3,4	3,2	3,7 ± 0,66
Вика яра	10,7	7,5	6,9	8,3 ± 1,67

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Загальна питома активність радіонуклідів (рис. 3.4) в урожаї буркуну білого склала 1556,3 Бк/кг, з них 37,06% – у вегетативній масі, 29,01% – у насінні та 33,9% – у квітковому пилку.

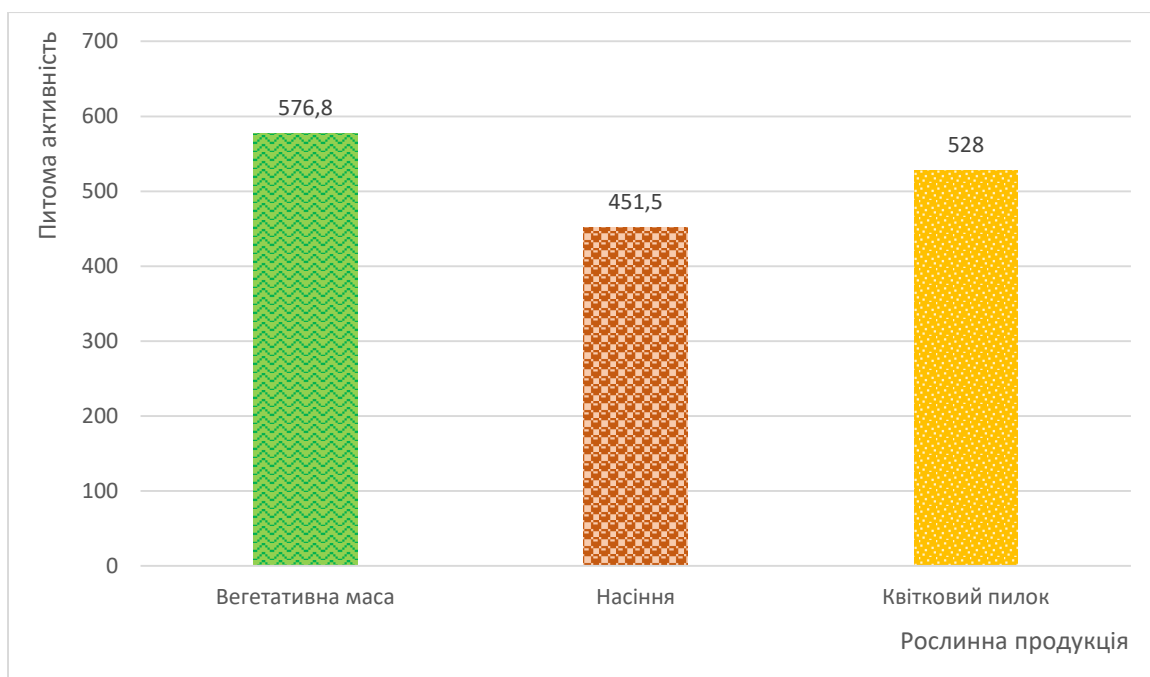


Рисунок 3.4. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї буркуну білого у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.6) з вивчення питомої активності радіоактивних речовин в урожаї нектаропилконосних рослин виявлено, що найвищу питому активність у вегетативній масі буркуну білого виявлено по ^{40}K . Так, питома активність ^{40}K у вегетативній масі буркуну білого була вищою порівняно з ^{137}Cs у 43,7 раза, ^{226}Ra – 16,2 раза та ^{232}Th – у 16,0 раза. У вегетативній масі буркуну білого загальна кількість радіонуклідів склала 576,8 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 2,0%, ^{40}K – 87,2%, ^{226}Ra – 5,4% та ^{232}Th – 5,4%.

У насінні буркуну білого найвища питома активність радіоактивних речовин також спостерігалась по ^{40}K . Порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th питома активність ^{40}K у насінні буркуну білого була вищою у 55,9 раза, 18,9 раза та 20,15 раза відповідно. У насінні буркуну білого загальна кількість радіоактивних речовин становила 451,5 Бк/кг, з них ^{137}Cs було 1,6%, ^{40}K – 89,2%, ^{226}Ra – 4,7% та ^{232}Th – 4,4%.

У квітковому пилку (бджолине обніжжя) найвищу питому активність

виявлено по ^{40}K . Порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th питома активність ^{40}K у квітковому пилку була вищою у 16,32 раза, 9,7 раза та 6,9 раза відповідно. Загальна кількість радіонуклідів у квітковому пилку склала 504,8 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 0,48%, ^{40}K – 79,8%, ^{226}Ra – 8,1% та ^{232}Th – 11,5%.

Таблиця 3.6

Питома активність радіоактивних речовин в урожаї буркуну білого у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	$11,5 \pm 0,09$	$7,2 \pm 0,24$	$24,7 \pm 0,16$
^{40}K	$503,0 \pm 4,3$	$403 \pm 4,3$	$403,2 \pm 3,6$
^{226}Ra	$31,0 \pm 0,15$	$21,3 \pm 0,16$	$41,2 \pm 1,5$
^{232}Th	$31,3 \pm 0,21$	$20,0 \pm 0,21$	$58,0 \pm 2,1$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Коефіцієнт накопичення (табл. 3.7) радіоактивних речовин найвищий виявився по ^{226}Ra . Зокрема, даний показник був вищим порівняно з ^{137}Cs – у 37,9 раза, ^{40}K – у 1,5 раза та ^{232}Th – у 1,1 раза.

У насінні буркуну білого коефіцієнт накопичення ^{226}Ra був вищим порівняно з ^{137}Cs у 41,6 раза, ^{40}K – у 1,31 раза, та ^{232}Th – у 1,19 раза.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у квітковому пилку буркуну білого найвищий виявлено по ^{232}Th . Зокрема, вміст ^{232}Th у квітковому пилку буркуну білого був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra у 30 разів, 3,29 раза та 1,25 раза.

Таблиця 3.7

**Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї буркуну
білого у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	$0,048 \pm 0,004$	$0,03 \pm 0,002$	$0,10 \pm 0,04$
^{40}K	$1,14 \pm 0,32$	$0,91 \pm 0,03$	$0,91 \pm 0,03$
^{226}Ra	$1,82 \pm 0,17$	$1,25 \pm 0,41$	$2,4 \pm 0,25$
^{232}Th	$1,64 \pm 0,21$	$1,05 \pm 0,32$	$3,0 \pm 0,11$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.8) встановлено, що найвищий вміст у вегетативній масі розторопші плямистої спостерігався по ^{40}K . У порівнянні з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th вміст ^{40}K у вегетативній масі був вищим у 35,5 раза, 22,7 раза та 38,18 раза відповідно. Загальна кількість радіоактивних елементів у вегетативній масі розторопші плямистої склала 738,1 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 2,5%, ^{40}K – 91,0%, ^{226}Ra – 4,0% та ^{232}Th – 2,4%.

Характеризуючи інтенсивність накопичення радіоактивних речовин в насінні розторопші плямистої, необхідно відмітити, що найвищий вміст спостерігався по ^{40}K . Так, вміст ^{40}K у насінні розторопші плямистої був вищим порівняно з ^{137}Cs у 49,8 раза (Додаток Д), ^{226}Ra – у 23,7 раза та ^{232}Th – у 42,9 раза. У насінні розторопші плямистої виявлено 546,0 Бк/кг радіоактивних речовин, з них ^{137}Cs – 1,84%, ^{40}K – 92,1%, ^{226}Ra – 3,8% та ^{232}Th – 2,1%.

Таблиця 3.8

**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї розторопші
плямистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	$18,9 \pm 0,24$	$10,1 \pm 0,19$	$30,3 \pm 0,9$
^{40}K	$672,0 \pm 3,27$	$503 \pm 7,5$	$522 \pm 5,1$
^{226}Ra	$29,6 \pm 0,18$	$21,2 \pm 1,3$	$21,7 \pm 0,75$
^{232}Th	$17,6 \pm 0,24$	$11,7 \pm 0,9$	$28,2 \pm 1,32$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У квітковому пилку розторопші плямистої вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs у 17,2 рази, ^{226}Ra – у 24,05 рази та ^{232}Th – у 18,5 рази. У квітковому пилку розторопші плямистої виявлено 602,2 Бк/кг радіоактивних речовин, з них ^{137}Cs – 5,0%, ^{40}K – 86,6%, ^{226}Ra – 3,6% та ^{232}Th – 4,7%.

Загальна питома активність (рис. 3.5) радіоактивних речовин в урожаї розторопші плямистої склала 1886,3 Бк/кг, з них 39,12% – у вегетативній масі, 28,94% – у насінні та 31,92% – у квітковому пилку.

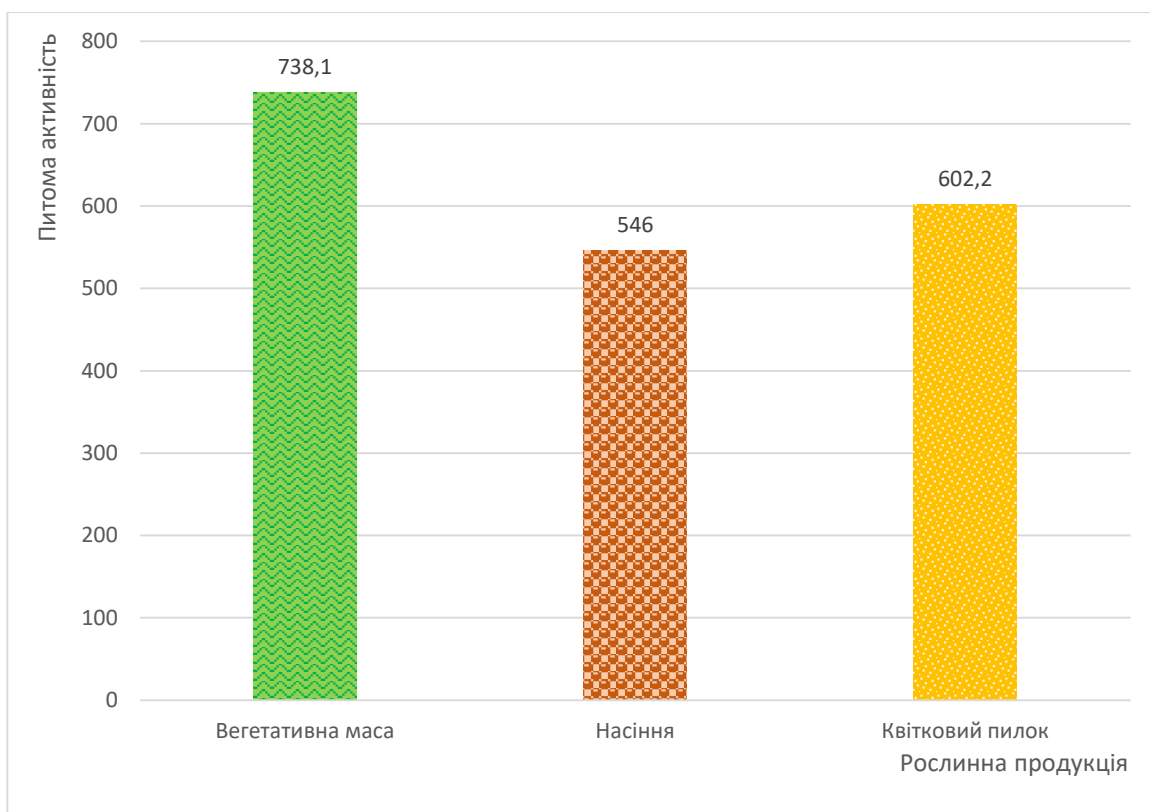


Рисунок 3.5. – Загальна питома активність радіонуклідів у розторопші плямистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин (табл. 3.9) найвищий у вегетативній масі розторопші плямистої виявлено по ^{226}Ra . Зокрема, даний показник по ^{226}Ra був вищим порівняно з ^{137}Cs у 22,3 раза, ^{40}K – у 1,14 раза та ^{232}Th – у 1,19 раза.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у насінні розторопші плямистої виявився найвищим по ^{226}Ra . Зокрема, вміст у насінні розторопші плямистої ^{226}Ra був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K , та ^{232}Th у 31,0 раза, 1,08 раза та 2,03 раза відповідно.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у квітковому пилку найвищий спостерігався по ^{232}Th . Порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra коефіцієнт накопичення ^{232}Th у квітковому пилку був вищим у 12,3 раза, 13,4 раза та 1,16 раза відповідно.

Таблиця 3.9

**Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї
розторопші плямистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	0,07	0,04	0,12
^{40}K	1,52	1,14	1,18
^{226}Ra	1,74	1,24	1,27
^{232}Th	0,92	0,61	1,48

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Аналізуючи результати досліджень (табл. 3.10) необхідно відмітити, що у вегетативній масі головатню кругоголового вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs у 24,2 раза, ^{226}Ra – у 16,01 раза та ^{232}Th – у 16,07 раза. У вегетативній масі головатню кругоголового загальна кількість радіонуклідів склала 586,4 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 3,5%, ^{40}K – 85,8%, ^{226}Ra – 5,3% та ^{232}Th – 5,3%.

У насінні головатню кругоголового вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs у 30,8 раза ^{226}Ra – у 21,7 раза та ^{232}Th – у 24,7 раза. У насінні головатню кругоголового із розрахунку на 1 кг вміст радіоактивних речовин склав 490 Бк, з них ^{137}Cs – 2,9%, ^{40}K – 89,3%, ^{226}Ra – 4,1% та ^{232}Th – 3,6%.

Таблиця 3.10

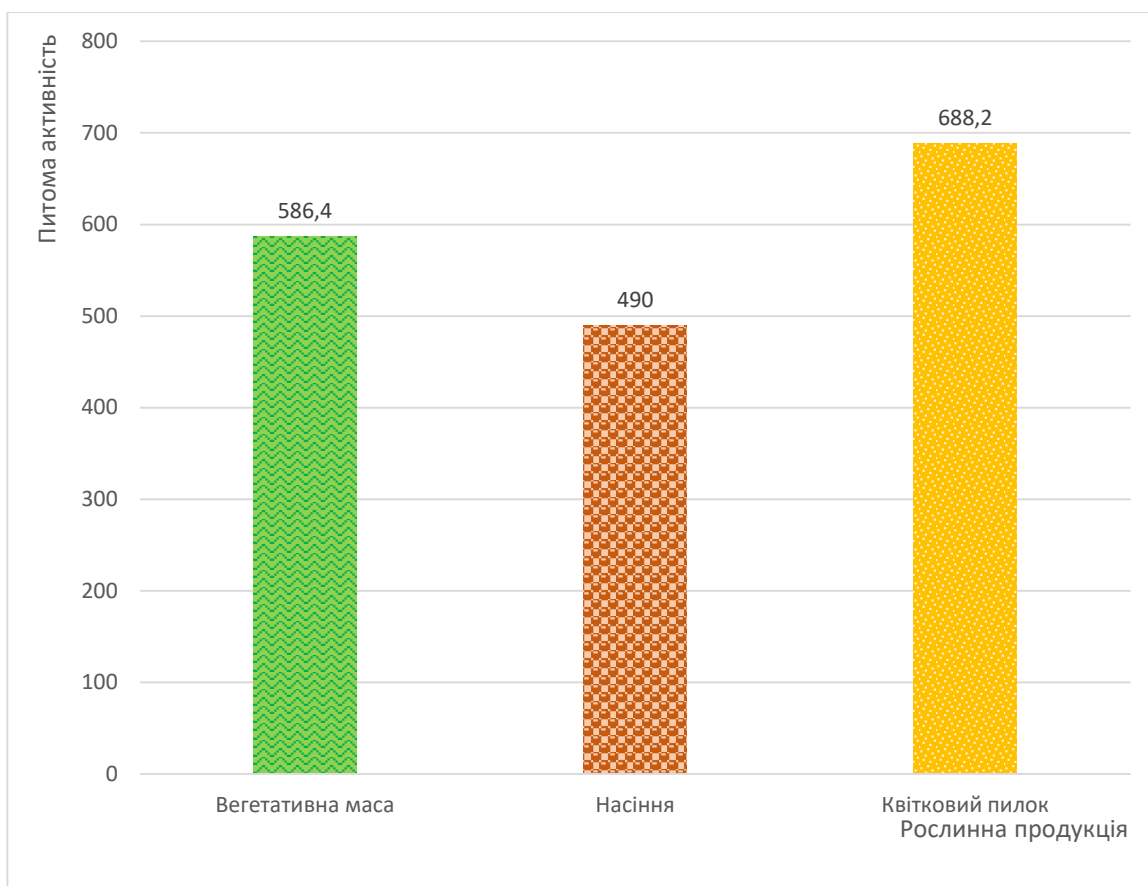
**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї головатню
круглоголового у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	$20,7 \pm 0,83$	$14,2 \pm 1,22$	$40,1 \pm 1,13$
^{40}K	$503,0 \pm 2,71$	$438 \pm 3,21$	$389 \pm 3,7$
^{226}Ra	$31,4 \pm 1,13$	$20,1 \pm 1,21$	$37 \pm 1,21$
^{232}Th	$31,3 \pm 1,07$	$17,7 \pm 0,91$	$42 \pm 0,92$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У квітковому пилку головатню круглоголового вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th у 9,7 раза, 10,5 раза та 9,2 раза відповідно. Загальна кількість радіоактивних речовин у квітковому пилку головатню круглоголового склала 688,2 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 8,3%, ^{40}K – 75,5%, ^{226}Ra – 6,4% та ^{232}Th – 9,7%.

Загальна питома активність радіоактивних речовин в урожаї головатню круглоголового (рис. 3.6) склала 1764,6 Бк/кг, з них 33,23% – у вегетативній масі, 27,76% – у насінні та 39,0% – у квітковому пилку.



**Рисунок 3.6. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї
головатню круглоголового у період 2022-2024 рр., Бк/кг**

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Найвищий коефіцієнт накопичення радіонуклідів (табл. 3.11) спостерігався у вегетативній масі головатню круглоголового по ^{226}Ra . Так, коефіцієнт накопичення у вегетативній масі головатню круглоголового був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{232}Th у 21,39 раза, 1,61 раза та 1,12 раза відповідно.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у насінні головатню круглоголового спостерігався по ^{226}Ra . Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{226}Ra у насінні був вищим порівняно з ^{137}Cs у 20 разів, ^{40}K – у 1,19 раза та ^{232}Th у 1,26 – раза.

Найвищий коефіцієнт накопичення радіонуклідів спостерігався по ^{232}Th . Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у квітковому пилку був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra у 13,7 раза, 2,5 раза та 1,04 раза відповідно.

Таблиця 3.11

**Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї
головатню круглоголового у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	0,086	0,059	0,16
^{40}K	1,14	0,99	0,88
^{226}Ra	1,84	1,18	2,1
^{232}Th	1,64	0,93	2,2

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.12) встановлено вищий вміст ^{40}K у вегетативній масі люпину вузьколистого порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th у 1,26 раза, 11,5 раза та 9,3 раза відповідно. Загальна кількість радіонуклідів у вегетативній масі люпину вузьколистого склала 192,4 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 39,8%, ^{40}K – 50,3%, ^{226}Ra – 4,3% та ^{232}Th – 5,3%.

Вміст у насінні люпину вузьколистого ^{40}K був вищий порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th у 1,4 раза, 11,9 раза та 7,7 раза. Загальна кількість радіоактивних речовин у насінні люпину вузьколистого склала 1166 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 36,8%, ^{40}K – 52,0%, ^{226}Ra – 4,3% та ^{232}Th – 6,7%.

Таблиця 3.12

**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї люпину
вузьколистого у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	$767,44 \pm 4,32$	$430 \pm 4,3^{***}$	$57,2 \pm 0,82^{***}$
^{40}K	$968,92 \pm 4,18$	$607 \pm 2,7$	$520 \pm 7,2$
^{226}Ra	$84,18 \pm 1,65$	$51 \pm 1,23^{***}$	$44 \pm 0,24^{***}$
^{232}Th	$103,59 \pm 2,11$	$78 \pm 1,47^{***}$	$67 \pm 0,18^{***}$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У квітковому пилку вміст ^{40}K вищий порівняно з ^{137}Cs у 9,09 раза, з ^{226}Ra – у 11,8 раза та з ^{232}Th – у 1,14 раза. Загальний вміст радіоактивних речовин у квітковому пилку люпину вузьколистого склав 688,2 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 8,3%, ^{40}K – 75,6%, ^{226}Ra – 6,4% та ^{232}Th – 9,7%.

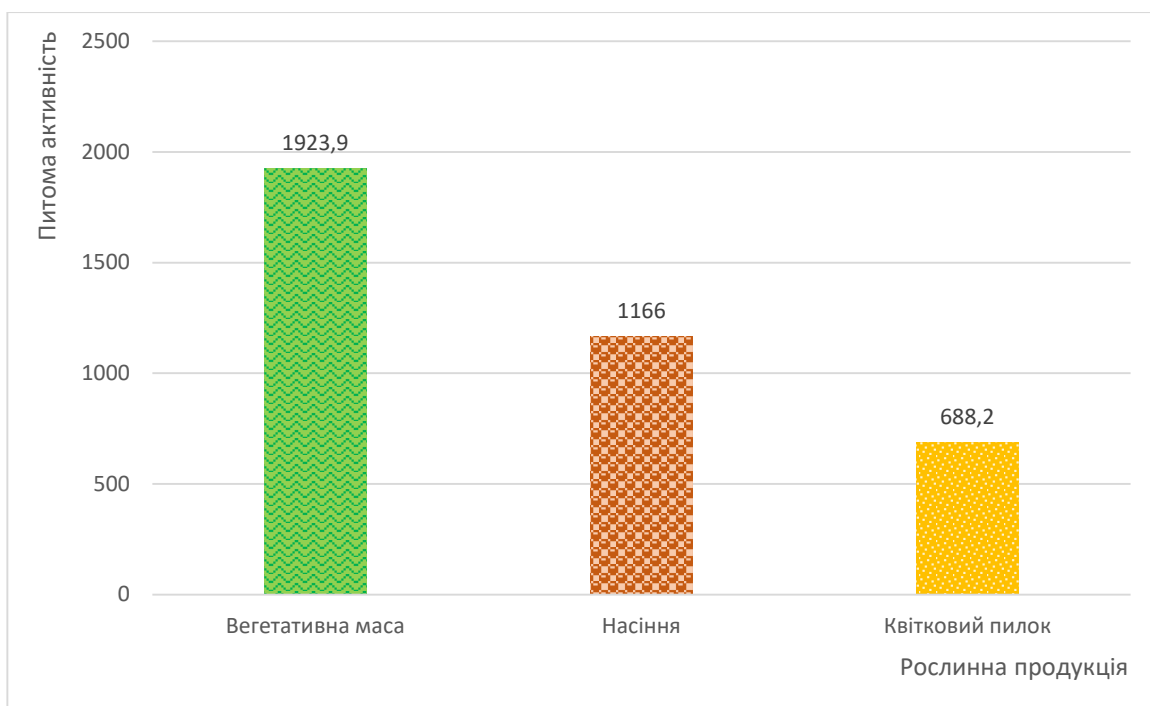


Рис. 3.7. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї люпину вузьколистого у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї буркуну білого (рис. 3.7) склала 3778,1 Бк/кг, з них у вегетативній масі – 50,92%, у насінні – 30,86% та у квітковому пилку – 18,21%.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин (табл. 3.13) у вегетативній масі люпину вузьколистого виявився найвищим по ^{232}Th . Так, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у вегетативній масі люпину вузьколистого вищий порівняно з ^{137}Cs у 1,7 раза, з ^{40}K – у 2,4 раза та з ^{226}Ra – у 1,1 раза.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у насінні люпину вузьколистого найвищим був по ^{232}Th . Порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra коефіцієнт накопичення ^{232}Th в насінні люпину вузьколистого вищий у 2,75 раза, 2,99 та 1,14 раза відповідно.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у квітковому пилку найвищий спостерігався по ^{232}Th . Так, коефіцієнт накопичення у квітковому пилку ^{232}Th вищий у 15,3 раза, 2,98 раза та 1,3 раза порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra відповідно.

Таблиця 3.13

**Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї люпину
вузьколистого у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	3,19	1,79	0,23
^{40}K	2,20	1,37	1,18
^{226}Ra	4,95	3,58	2,58
^{232}Th	5,45	4,10	3,52

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У вегетативній масі фацелії пижмолистої (табл. 3.14) вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs у 7,59 раза, з ^{226}Ra – у 16,49 та з ^{232}Th – у 2,43 раза. Загальний вміст радіоактивних речовин у вегетативній масі фацелії пижмолистої склав 688,2 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 8,2%, ^{40}K – 62,4%, ^{226}Ra – 3,7% та ^{232}Th – 25,6%.

У насінні фацелії пижмолистої вміст ^{40}K був вищим порівняно з ^{137}Cs у 8,04 раза, ^{226}Ra – у 15,8 раза та ^{232}Th – у 2,8 раза. Загальний вміст радіоактивних речовин у насінні фацелії пижмолистої склав 468 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 8,0%, ^{40}K – 64,9%, ^{226}Ra – 4,1% та ^{232}Th – 22,8%.

Таблиця 3.14

**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї фацелії
пижмолистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	60,4 ± 0,41	37,8 ± 1,7	42,3 ± 1,1
^{40}K	458,6 ± 23,6	304 ± 4,1	522 ± 3,2
^{226}Ra	27,8 ± 1,39	19,2 ± 0,14	31 ± 0,41
^{232}Th	188,0 ± 0,57	107 ± 1,16	52,3 ± 1,32

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У квітковому пилку з фацелії пижмолистої вміст ^{40}K вищий порівняно з ^{137}Cs у 12,3 раза, з ^{226}Ra – у 16,8 раза та з ^{232}Th – у 9,98 раза. Загальний вміст радіоактивних речовин у квітковому пилку фацелії пижмолистої склав 647,6 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 6,5%, ^{40}K – 80,6%, ^{226}Ra – 4,7% та ^{232}Th – 8,0%.

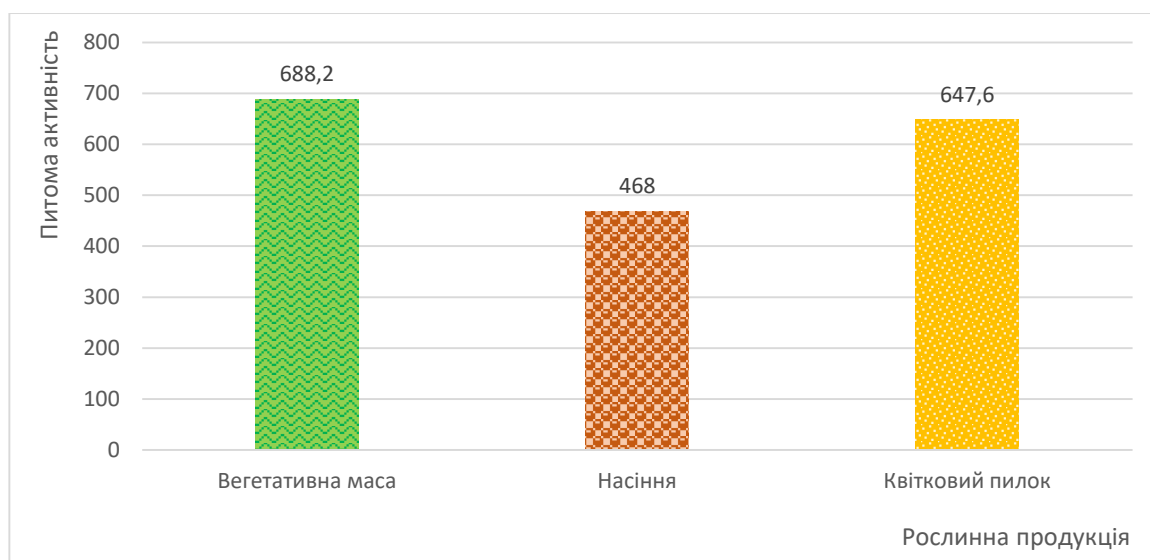


Рисунок 3.8. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї фацелії пижмолистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї фацелії пижмолистої (рис. 3.8) склала 1803,8 Бк/кг, з них у вегетативній масі – 38,15%, у насінні –25,94% та у квітковому пилку – 35,9%.

Найвищий коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин (табл. 3.15) у вегетативній масі фацелії пижмолистої виявлено по ^{232}Th . Так, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у вегетативній масі фацелії пижмолистої вищий порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra у 39,2 раза, 9,4 раза та в 1,0 раза відповідно.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у насінні фацелії пижмолистої найвищий по ^{232}Th . Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у насінні фацелії пижмолистої вищий порівняно з ^{137}Cs у 37,3 раза, з ^{40}K – у 8,1 раза та з ^{226}Ra – у 4,95 раза.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин найвищий у квітковому пилку з фацелії пижмолистої виявлено по ^{232}Th . Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у квітковому пилку фацелії пижмолистої був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra у 16,17 раза, 2,3 раза та 1,5 раза відповідно.

Таблиця 3.15

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї фацелії пижмолистої у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилк
^{137}Cs	0,25	0,15	0,17
^{40}K	1,04	0,69	1,18
^{226}Ra	1,63	1,13	1,82
^{232}Th	9,8	5,6	2,75

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.16) встановлено, що у вегетативній масі еспарцету піщаного вміст ^{40}K вищий порівняно з ^{137}Cs у 8,4 раза, з ^{226}Ra – у 32,45 раза та з ^{232}Th – у 12,07 раза. Загальний вміст радіоактивних речовин у вегетативній масі еспарцету піщаного склав 946,5 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 9,6%, ^{40}K – 81,1%, ^{226}Ra – 2,5% та ^{232}Th – 6,7%.

Вміст ^{40}K у насінні еспарцету піщаного був вищим порівняно з ^{137}Cs , ^{226}Ra ^{232}Th у 8,4 раза, 32,4 раза та 12 разів відповідно. Загальний вміст радіоактивних речовин у насінні еспарцету піщаного склав 636,3 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 8,1%, ^{40}K – 83,5%, ^{226}Ra – 2,2% та ^{232}Th – 6,1%.

Таблиця 3.16

**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї еспарцету
піщаного у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	91,36 ± 1,48	52,0 ± 10,24	42,6 ± 1,14
^{40}K	767,9 ± 5,36	531,2 ± 1,31	531 ± 5,3
^{226}Ra	23,66 ± 1,25	14,2 ± 0,11	22,3 ± 0,72
^{232}Th	63,57 ± 2,05	38,9 ± 0,82	47,0 ± 1,3

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У квітковому пилку з еспарцету піщаного, так як і у вегетативній масі, виявлено найвищий вміст по ^{40}K . Так, вміст ^{40}K у квітковому пилку еспарцету піщаного був вищим порівняно з ^{137}Cs у 12,4 раза, з ^{226}Ra – у 23,8 раза та з

^{232}Th – у 11,29 раза. У квітковому пилку еспарцету піщаного міститься 647,6 Бк/кг радіоактивних речовин, з них ^{137}Cs – 6,6%, ^{40}K – 82,6%, ^{226}Ra – 3,4% та ^{232}Th – 7,3%.

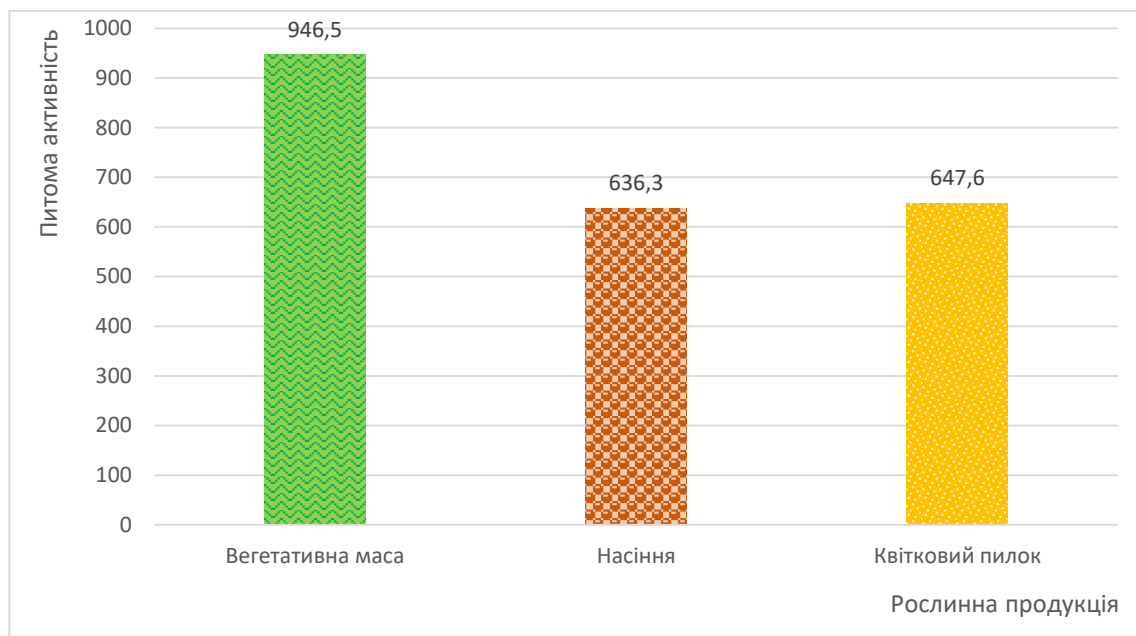


Рисунок 3.9. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї еспарцету піщаного у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї еспарцету піщаного (рис. 3.9) склала 2230,4 Бк/кг, з них у вегетативній масі – 43,43%, у насінні – 28,52% та у квітковому пилку – 29,03%.

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів (табл. 3.17) найвищий спостерігався по ^{232}Th . Так, коефіцієнт накопичення ^{232}Th у вегетативній масі еспарцету піщаного вищий порівняно з ^{137}Cs у 8,7 раза, з ^{226}Ra – у 1,9 раза та з ^{226}Ra – у 2,4 раза.

Коефіцієнт накопичення ^{232}Th у насінні еспарцету піщаного виявився вищим порівняно з ^{137}Cs у 9,7 раза, з ^{40}K – у 1,7 раза та з ^{226}Ra – у 1,8 раза.

Коефіцієнт накопичення ^{232}Th у квітковому пилку з еспарцету піщаного вищий порівняно з ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra у 14,5 раза, 2,05 раза та 1,8 раза відповідно.

Таблиця 3.17

**Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї
еспарцету піщаного у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння	Квітковий пилок
^{137}Cs	0,38	0,21	0,17
^{40}K	1,74	1,2	1,2
^{226}Ra	1,39	0,83	1,31
^{232}Th	3,34	2,04	2,47

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Характеризуючи інтенсивність накопичення радіоактивних речовин в урожаї вики ярої (табл. 3.18), необхідно відмітити, що у вегетативній масі вміст ^{137}Cs був вищим порівняно з ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у 1,3 раза, 4,3 раза та 39,2 раза відповідно.

Загальний вміст радіоактивних речовин у вегетативній масі склав 808,2 Бк/кг, з них на ^{137}Cs припадає 49,5%, ^{40}K – 37,8%, ^{226}Ra – 11,4% та ^{232}Th – 1,3%.

Таблиця 3.18

**Питома активність радіоактивних речовин в урожаї
вики ярої у період 2022-2024 рр., Бк/кг (n=4, M±m)**

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)		Насіння	
	Інтенсивність накопичення	K _{нак}	Інтенсивність накопичення	K _{нак}
¹³⁷ Cs	400,0 ± 4,2	1,66	272 ± 7,2	0,76
⁴⁰ K	306,0 ± 5,1	0,69	209 ± 4,1	0,47
²²⁶ Ra	92,3 ± 3,2	0,20	70,3 ± 2,1	4,1
²³² Th	10,2 ± 0,8	0,53	6,4 ± 0,5	0,33

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

У насінні вики ярої також виявлено вищий вміст ¹³⁷Cs порівняно з ⁴⁰K, ²²⁶Ra та ²³²Th у 1,3 раза, 6,7 раза та 42,5 раза відповідно. Загальна сума радіоактивних речовин у насінні вики ярої склала 557,7 Бк/кг, з них ¹³⁷Cs – 48,7%, ⁴⁰K – 37,4%, ²²⁶Ra – 12,6% та ²³²Th – 1,14%.

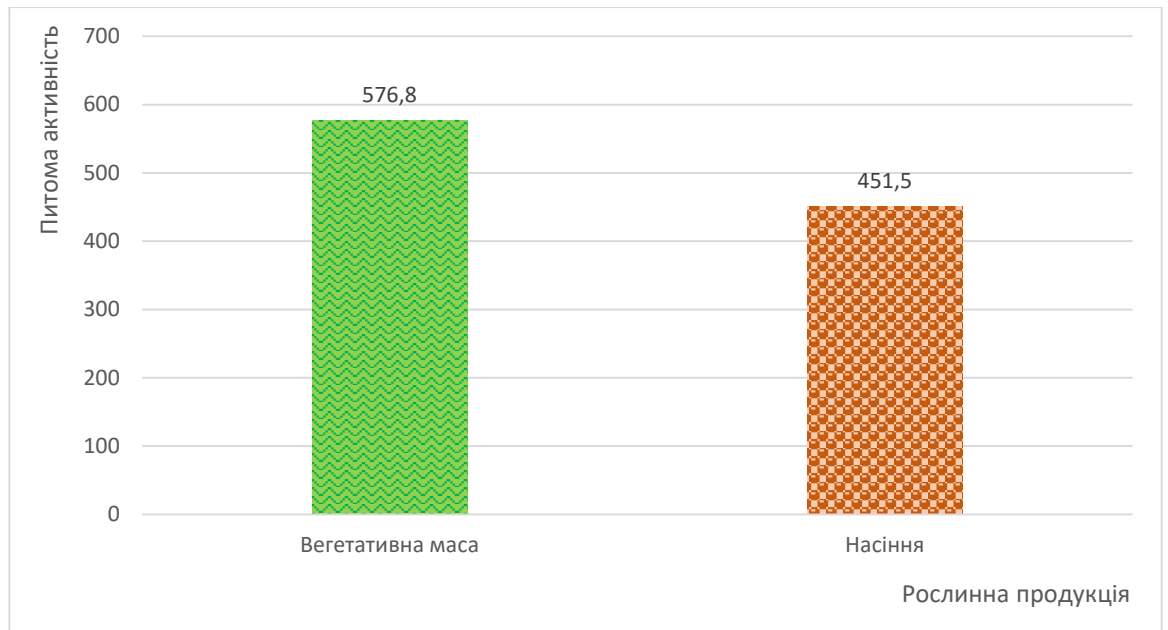


Рисунок 3.10. – Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї вики ярої у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Загальна питома активність радіонуклідів в урожаї вики ярої (рис. 3.10) склала 1365,9 Бк/кг, з них у вегетативній масі – 59,16%, у насінні – 40,83%.

Таблиця 3.19

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин в урожаї вики ярої у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Радіоактивні речовини	Вегетативна маса (суха речовина)	Насіння
^{137}Cs	1,66	0,76
^{40}K	0,69	0,47
^{226}Ra	0,20	0,41
^{232}Th	0,53	0,33

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Найвищий коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин (табл. 3.19) в урожаї вики ярої спостерігався по ^{137}Cs . Так, питома активність ^{137}Cs у вегетативній масі і насінні вики ярої був вищим порівняно з ^{40}K у 2,4 раза і 1,61 раза, по ^{226}Ra – у 8,3 раза і 1,85 раза та по ^{232}Th – у 3,13 раза і 2,3 раза відповідно.

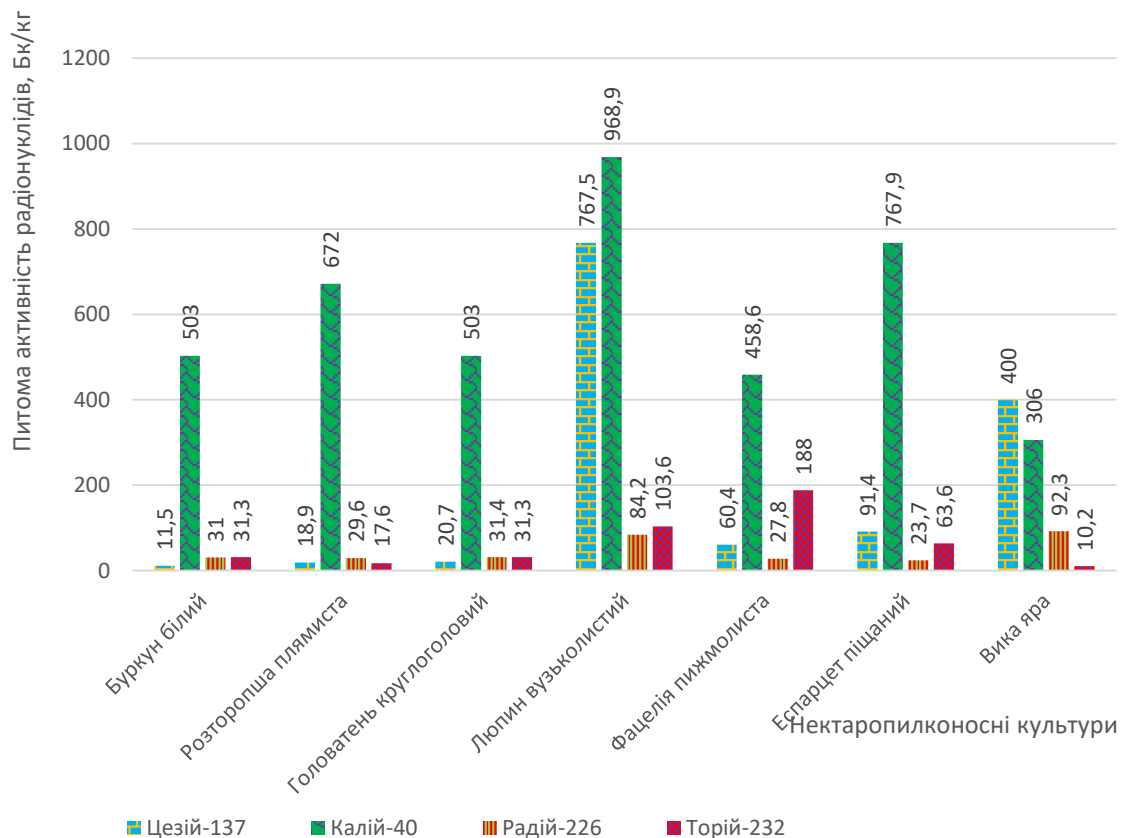


Рисунок 3.11. – Оцінка інтенсивності накопичення радіоактивних речовин вегетативною масою різними нектаропилконосними рослинами у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результати досліджень (рис. 3.11) виявлено, що найвищою питомою активністю за ^{137}Cs , ^{40}K характеризувалась вегетативна маса люпину вузьколистого, тоді як за ^{226}Ra – вики ярої, а за ^{232}Th – фацелії

пижмолистої. Так, питома активність ^{137}Cs у вегетативній масі люпину вузьколистого була вищою порівняно з буркуном білим у 66,7 раза, з розторопшею плямистою – у 40,6 раза, з головатнем круглоголовим – у 37 разів, з фацелією пижмолистою – у 12,7 раза, з еспарцетом піщаним – у 8,4 раза та з викою ярою – у 1,9 раза.

Питома активність ^{40}K у вегетативній масі люпину вузьколистого була вищою порівняно з буркуном білим у 1,9 раза, з розторопшею плямистою – у 1,4 раза, з головатнем круглоголовим – у 1,9 раза, з фацелією пижмолистою – у 2,1 раза, з еспарцетом піщаним – у 1,2 раза та з викою ярою – у 3,1 раза.

Питома активність ^{226}Ra у вегетативній масі вики ярої була вищою порівняно з буркуном білим у 3,0 рази, з розторопшею плямистою – у 3,1 раза, з головатнем круглоголовим – у 2,9 раза, з люпином вузьколистим – у 1,1 раза, з еспарцетом піщаним – у 3,9 раза та з фацелією пижмолистою – у 3,3 раза.

Питома активність ^{232}Th у вегетативній масі фацелії пижмолистої була вищою порівняно з буркуном білим у 6,0 разів, з розторопшею плямистою – у 1,06 раза, з головатнем круглоголовим – у 6,0 разів, з люпином вузьколистим – у 1,8 раза, з еспарцетом піщаним – у 2,9 раза та з викою ярою – у 18 разів.

Питома активність радіоактивних речовин у вегетативній масі нектаропилконосних рослин у зростаючій регресії мала таку послідовність по ^{137}Cs : буркун білий → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → фацелія пижмолиста → еспарцет піщаний → вика яра → люпин вузьколистий; по ^{40}K : вика яра → фацелія пижмолиста → буркун білий → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → еспарцет піщаний → люпин вузьколистий; по ^{226}Ra : еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → розторопша плямиста → буркун білий → головатень круглоголовий → люпин вузьколистий → вика яра; по ^{232}Th : вика яра → розторопша плямиста → буркун білий → головатень круглоголовий → еспарцет піщаний → люпин вузьколистий → фацелія пижмолиста.

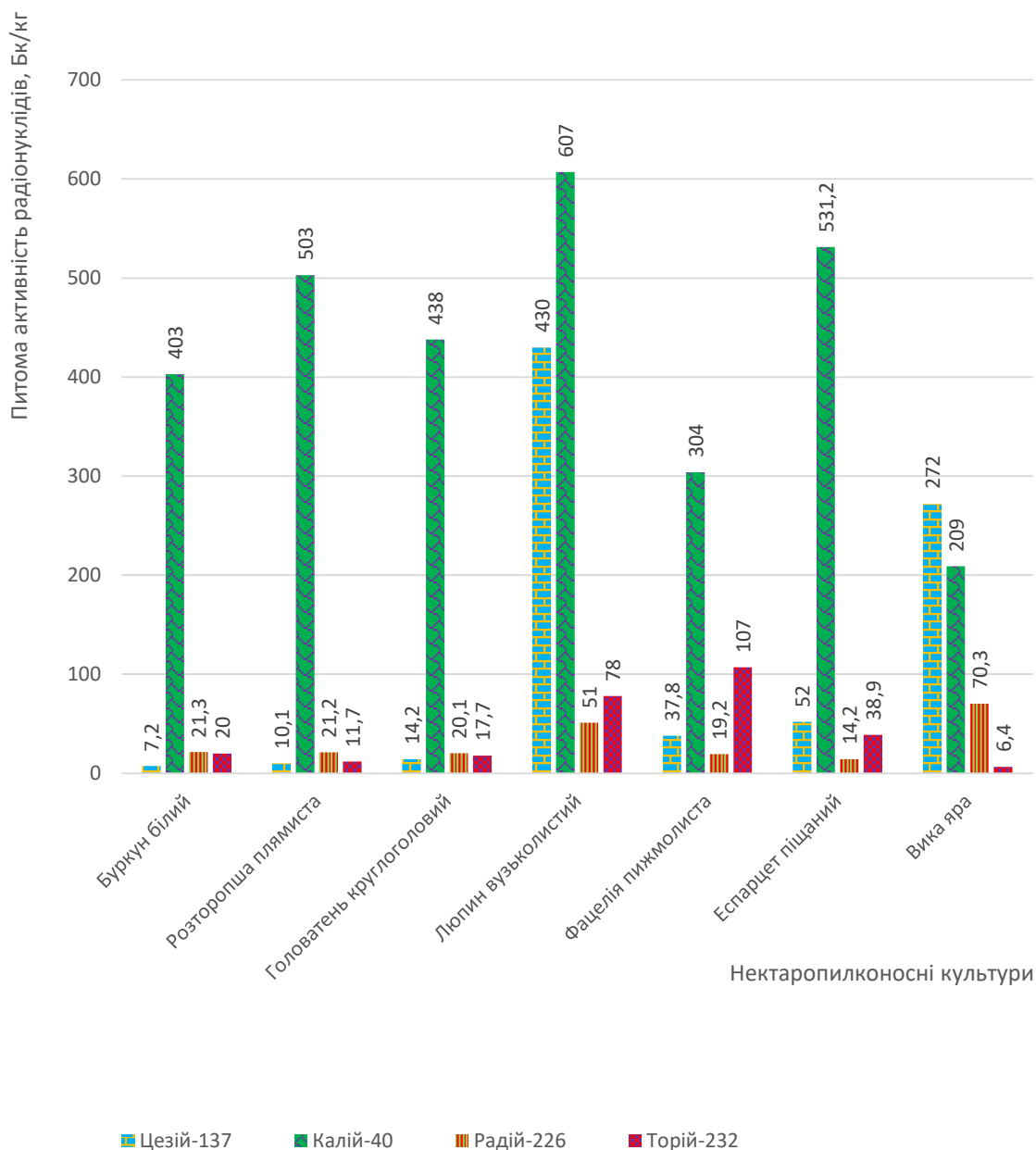


Рисунок 3.12. – Оцінка інтенсивності накопичення радіоактивних речовин насінням різних нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Аналіз інтенсивності накопичення радіоактивних речовин у насінні нектаропилконосних рослин (рис. 3.12) показав, що найвищу питому активність ^{137}Cs (Додаток Є) та ^{40}K виявлено у люпину вузьколистого, ^{226}Ra – у вики ярої та ^{232}Th – у насінні фацелії пижмолистої. Зокрема, питома

активність ^{137}Cs та ^{40}K у насінні люпину вузьколистого була вищою порівняно з буркуном білим у 59,7 разів і 1,5 разів, з розторопшею плямистою – у 42,1 разів і 1,2 разів, з головатнем круглоголовим – у 30,3 разів і 1,38 разів, з фацелією пижмолистою – у 11,3 разів і 2,0 разів, з еспарцетом піщаним – у 8,2 разів і 1,14 разів та з викою ярою – у 1,58 разів і 2,9 разів відповідно.

Питома активність ^{226}Ra у насінні вики ярої була вищою порівняно з буркуном білим у 3,3 разів, з розторопшею плямистою – у 3,3 разів, з головатнем круглоголовим – у 3,5 разів, з люпином вузьколистим – у 1,37 разів, з фацелією пижмолистою – у 3,6 разів та з еспарцетом піщаним – у 4,9 разів.

Питома активність ^{232}Th у насінні фацелії пижмолистої була вищою порівняно з буркуном білим у 5,3 разів, з розторопшею плямистою – у 9,1 разів, з головатнем круглоголовим – у 6,0 разів, люпином вузьколистим – у 1,4 разів, з еспарцетом піщаним – у 2,7 разів та викою ярою – у 16,7 разів.

Питома активність радіоактивних речовин у насінні нектаропилконосних рослин у зростаючій регресії мала наступну послідовність по ^{137}Cs : буркун білий → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → фацелія пижмолиста → еспарцет піщаний → вика яра → люпин вузьколистий; по ^{40}K : вика яра → фацелія пижмолиста → буркун білий → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → еспарцет піщаний → люпин вузьколистий; по ^{226}Ra : еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → буркун білий → люпин вузьколистий → вика яра; по ^{232}Th : вика яра → розторопша плямиста → еспарцет піщаний → головатень круглоголовий → буркун білий → люпин вузьколистий → фацелія пижмолиста.

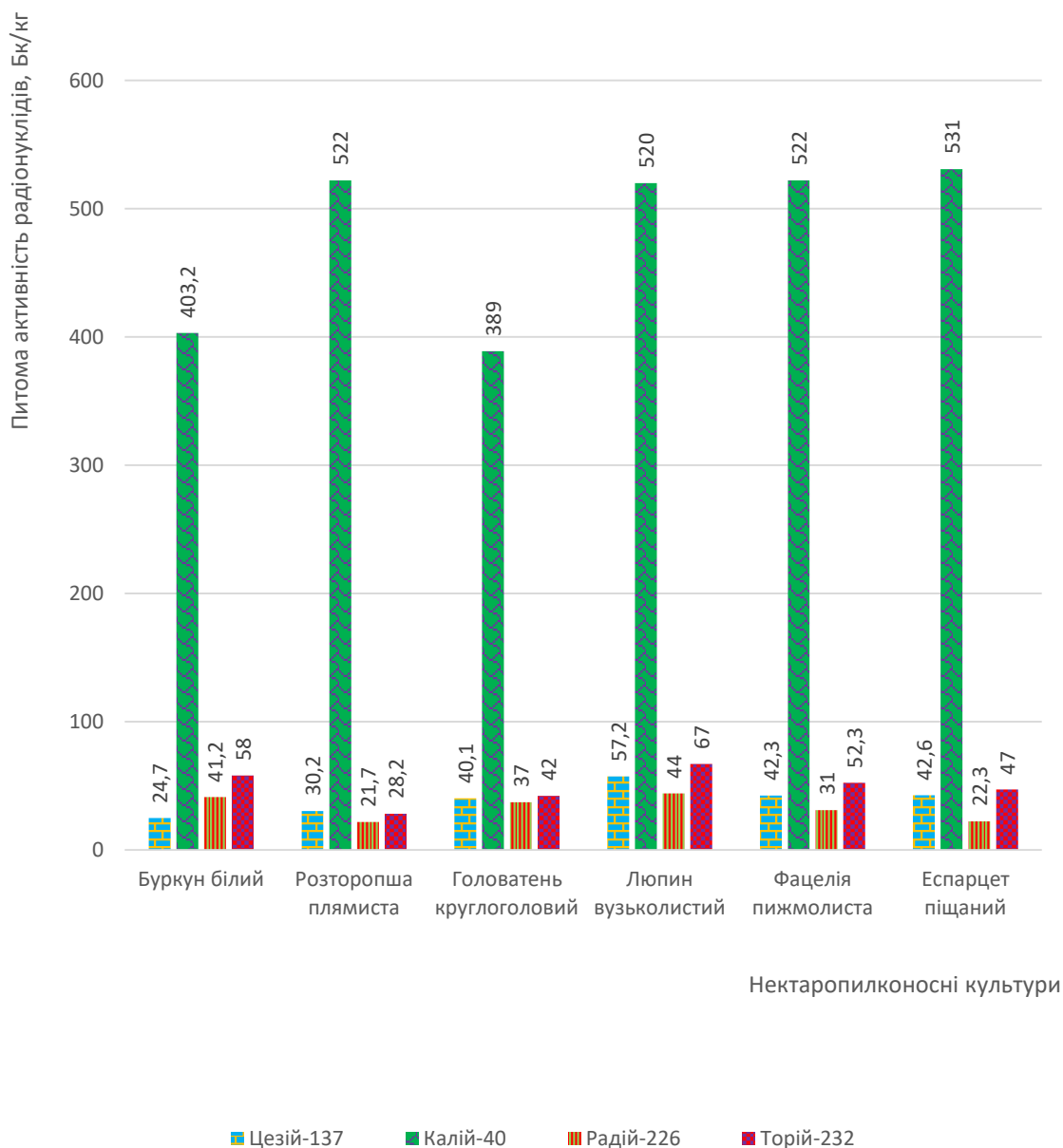


Рисунок 3.13. – Оцінка інтенсивності накопичення радіоактивних речовин квітковим пилком (бджолиним обніжжям) різними нектаропилконосними культурами у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результати досліджень (рис. 3.13) виявлено, що найвищу питому активність ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th виявлено у квітковому пилку з люпину вузьколистого, тоді як ^{40}K – з еспарцету піщаного. Зокрема, питома активність у квітковому пилку люпину вузьколистого ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th

була вищою порівняно з розторопшею плямистою у 1,9 раза, 2,0 раза та 2,3 раза, з буркуном білим – у 2,3 раза, 1,06 та 1,1 раза, з головатнем круглоголовим – у 1,4 раза, 1,2 раза та 1,6 раза, з фацелією пижмолистою – у 1,3 раза, 1,4 раза та 1,3 раза, з еспарцетом піщаним – у 1,3 раза, 1,9 раза та 1,4 раза відповідно.

Питома активність ^{40}K у квітковому пилку еспарцету піщаного була вищою порівняно з розторопшею плямистою у 1,02 раза, з буркуном білим – у 1,3 раза, з головатнем круглоголовим – у 1,3 раза та з фацелією пижмолистою – у 1,02 раза. Питома активність ^{40}K у квітковому пилку еспарцету піщаного виявився майже на одному рівні з люпином вузьколистим.

Питома активність радіоактивних речовин у квітковому пилку нектаропилконосних рослин у зростаючій регресії мала наступну послідовність по ^{137}Cs : буркун білий → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → фацелія пижмолиста → еспарсет піщаний; по ^{40}K : головатень круглоголовий → буркун білий → люпин вузьколистий → фацелія пижмолиста → розторопша плямиста → еспарцет піщаний; по ^{226}Ra : розторопша плямиста → еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → буркун білий → люпин вузьколистий; по ^{232}Th : розторопша плямиста → головатень круглоголовий → еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → буркун білий → люпин вузьколистий.

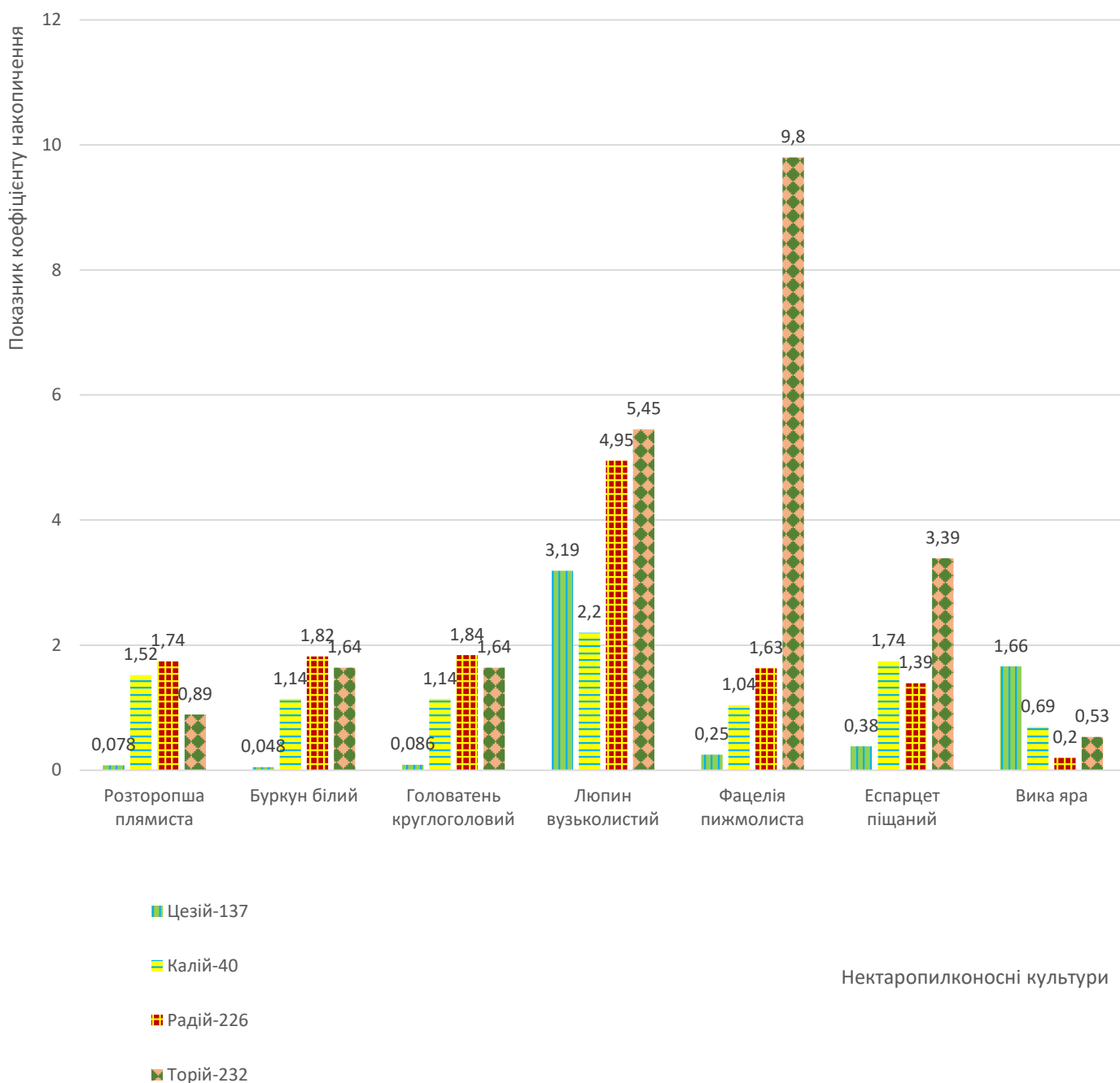


Рисунок 3.14. –Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин у сухій вегетативній масі різних нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр.

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (рис. 3.14) встановлено, що найвищий коефіцієнт накопичення ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra спостерігався у вегетативній масі люпину вузьколистого, а ^{232}Th – у вегетативній масі фацелії пижмолистої

(Додаток 3). Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у вегетативній масі люпину вузьколистого був вищим порівняно з розторопшею плямистою у 40,9 раза, з буркуном білим – у 66,4 раза, з головатнем круглоголовим – у 37,0 разів, з фацелією плямистою – у 12,7 раза, з еспарцетом піщаним – у 8,4 раза та з викою ярою – у 1,9 раза.

Коефіцієнт накопичення ^{40}K у вегетативній масі люпину вузьколистого був вищим порівняно з росторопшою плямистою у 1,4 раза, з буркуном білим – у 1,92 раза, з головатнем круглоголовим – у 1,9 раза та з фацелією пижмолистою – у 2,1 раза, з еспарцетом піщаним – у 1,26 раза та з викою ярою – у 3,1 раза. Характеризуючи коефіцієнт накопичення ^{226}Ra у вегетативній масі люпину вузьколистого, необхідно відмітити, що даний показник був вищим у 2,8 раза порівняно з розторопшею плямистою, у 2,7 рази – з буркуном білим, у 2,7 раза – з головатнем круглоголовим, у 3,0 рази – з фацелією пижмолистою, у 3,5 раза – з еспарцетом піщаним, та у 24,0 рази — з викою ярою.

Характеризуючи коефіцієнт накопичення ^{232}Th нектаропилконосними рослинами, необхідно відмітити, що у фацелії пижмолистої даний показник був вищим в 11,0 разів порівняно з розторопшею плямистою, у 5,9 раза – з буркуном білим, у 5,9 раза – з головатнем круглоголовим, у 1,8 раза – з люпином вузьколистим, у 2,9 раза – з еспарцетом піщаним та у 18,4 раза – з ярою викою.

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs , ^{40}K та ^{226}Ra (рис. 3.15) в насінні люпину вузьколистого виявився вищим порівняно з розторопшею плямистою у 42,6 раза, 1,2 раза та 3,3 раза; з буркуном білим – у 59,6 раза та 1,5 раза; з головатнем круглоголовим – у 30,3 раза та 3,8 раза; з фацелією пижмолистою – у 11,9 раза та 1,98 раза; з еспарцетом піщаним – у 8,5 раза та 1,14 раза; з викою ярою – у 6,8 раза та 2,9 раза.

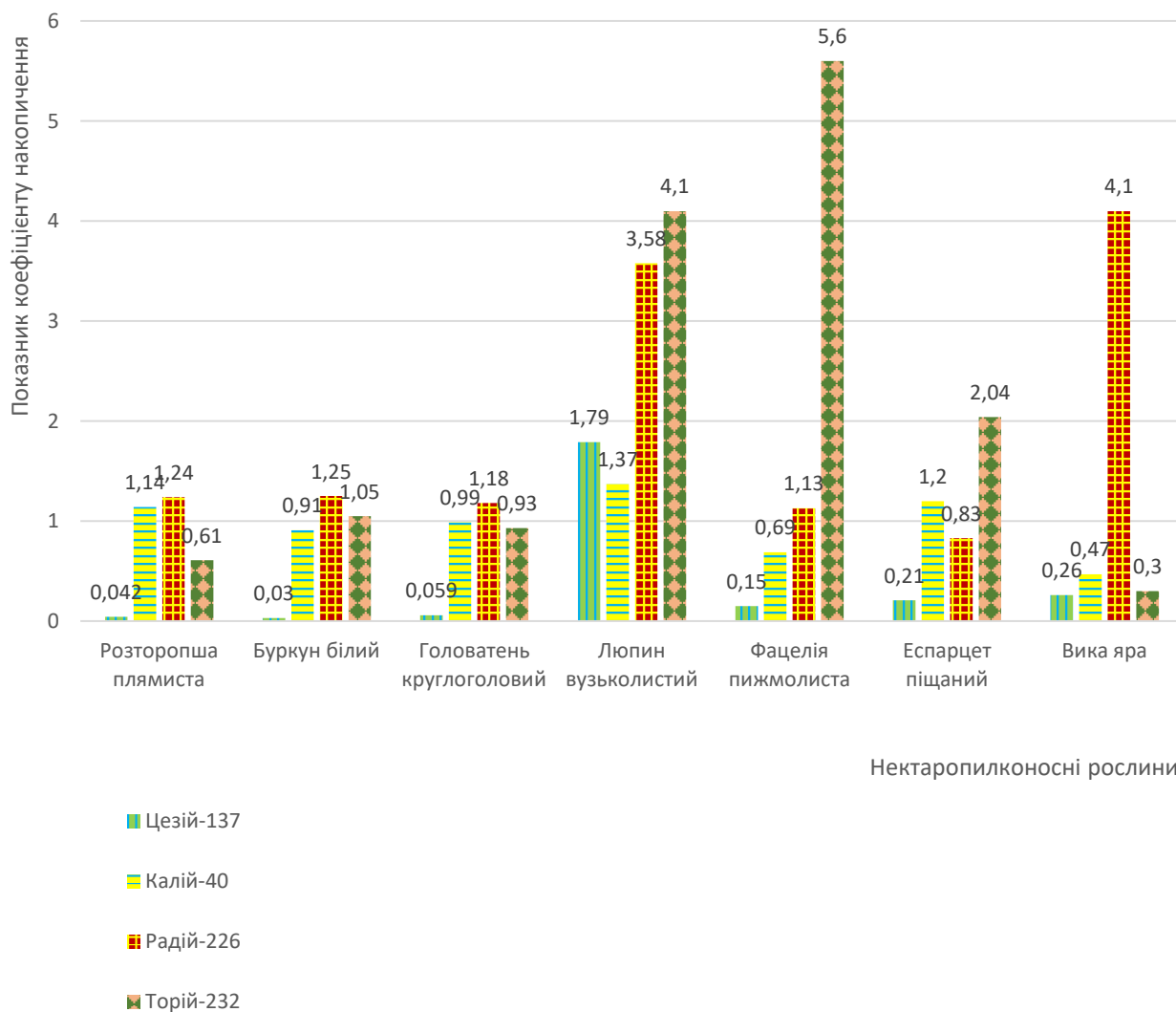


Рисунок 3.15. – Оцінка коефіцієнту накопичення радіоактивних речовин насінням нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр.

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Найвищий коефіцієнт накопичення ^{226}Ra виявлено у насінні вики ярої. Так, коефіцієнт накопичення ^{226}Ra у насінні вики ярої був вищим порівняно з розторопшею плямистою, буркуном білим, головатнем круглоголовим, люпином вузьколистим, фацелією пижмолистою та еспарцетом піщаним у 3,3 раза, 3,28 раза, 3,47 раза, 1,14 раза, 3,52 раза, 4,9 раза відповідно.

Найвищий уміст ^{232}Th виявлено у насінні фацелії пижмолистої. Зокрема, питома активність ^{232}Th у насінні фацелії пижмолистої була вищою порівняно з розторопшею плямистою у 9,1 раза, з буркуном білим – у 5,3

раза, з головатнем круглоголовим – у 6,0 разів, з люпином вузьколистим – у 1,36 раза, з еспарцетом піщаним – у 2,7 раза та з викою ярою – у 18,6 раза.

За результатами досліджень (рис. 3.16) виявлено, що у квітковому пилку люпину вузьколистого коефіцієнт накопичення ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th був вищим порівняно з розторопшею плямистою у 2,3 раза, 10,7 раза, 2,03 раза, 2,37 раза відповідно.

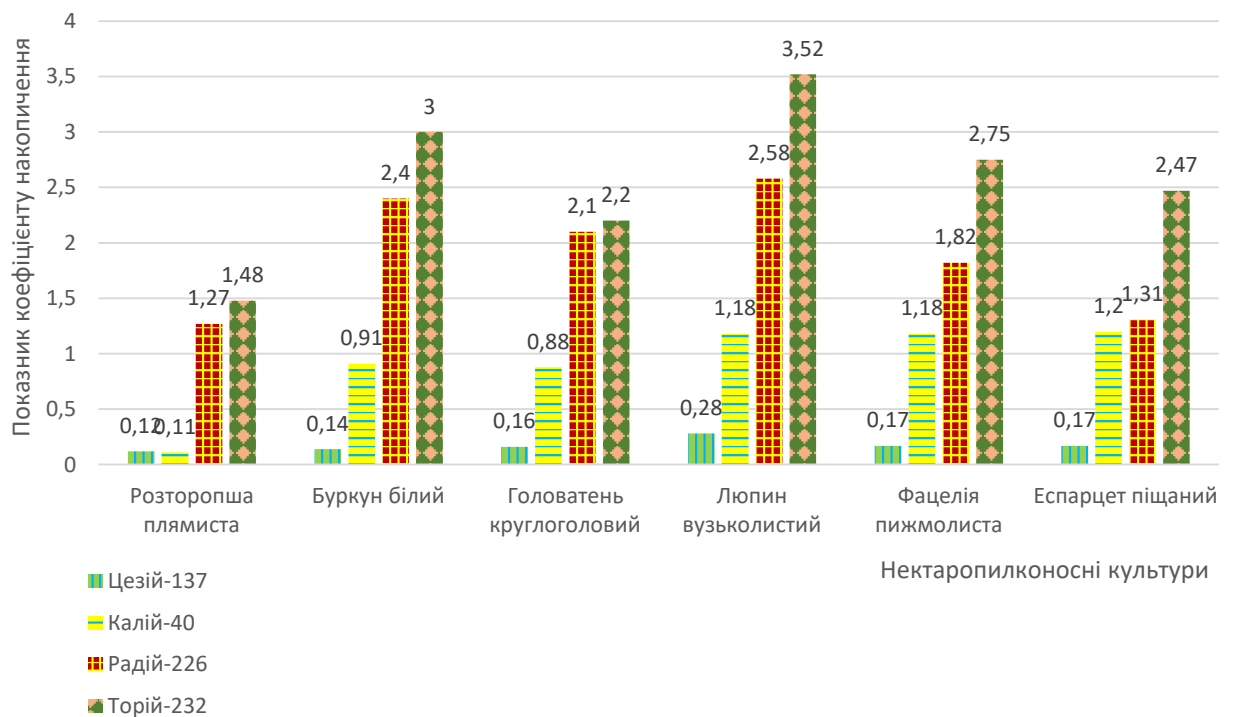


Рисунок 3.16. – Оцінка коефіцієнту накопичення радіоактивних речовин квітковим пилком (бджолине обніжжя) у період 2022-2024 рр.

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Коефіцієнт накопичення у квітковому пилку люпину вузьколистого ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th був вищим порівняно з буркуном білим у 2,0 рази, 1,29 раза, 1,07 раза та 1,17 раза; з головатнем круглоголовим – у 1,75 раза, 1,34 раза, 1,22 раза та 1,6 раза; з еспарцетом піщаним – у 1,64 раза, 0,98 раза, 1,96 раза та 1,42 раза відповідно.

У квітковому пилку люпину вузьколистого коефіцієнт накопичення ^{40}K був на одному рівні з еспарцетом піщаним. Проте, коефіцієнт накопичення

^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th у квітковому пилку люпину вузьколистого був вищим порівняно з еспарцетом піщаним у 1,64; 1,96 та 1,42 рази відповідно.

3.3. Ефективність фіторемедіації дерново-підзолистого ґрунту за вирощування нектаропилконосних рослин

Результати досліджень (табл. 3.20) свідчать, що сумарне винесення з дерново-підзолистого ґрунту радіоактивних речовин вегетативною масою розторопші плямистої складає 3692637 Бк з 1 га площі, з них ^{137}Cs – 2,46%, ^{40}K – 91,4%, ^{226}Ra – 3,85% та ^{232}Th – 2,29%. За вирощування буркуну білого з вегетативною масою виноситься з ґрунту 1909208 Бк/га радіоактивних речовин, з них: ^{137}Cs – 1,99%, ^{40}K – 87,22%, ^{226}Ra – 5,37% та ^{232}Th – 5,42%. З вегетативною масою головатню круглоголового сумарне винесення радіоактивних речовин складає 3213472 Бк/кг, з них ^{137}Cs – 3,53%, ^{40}K – 85,77%, ^{226}Ra – 5,35% та ^{232}Th – 5,33%. За вирощування люпину вузьколистого вегетативною масою з ґрунту із розрахунку на 1 га виноситься 7965774 Бк радіоактивних речовин, з них ^{137}Cs – 39,85%, ^{40}K – 50,3%, ^{226}Ra – 4,37% та ^{232}Th – 5,38%. Вирощування фацелії пижмолистої на дерново-підзолистому ґрунті сприяло винесенню з вегетативною масою сумарної кількості радіоактивних речовин 1138940 Бк/га, з них ^{137}Cs – 21,0%, ^{40}K – 58,9%, ^{226}Ra – 5,45% та ^{232}Th – 14,6%. З вегетативною масою еспарцету піщаного з ґрунту виноситься 5016397 Бк/га, з них ^{137}Cs – 9,65%, ^{40}K – 81,13%, ^{226}Ra – 2,49%. Вегетативна маса вики ярої виноситься з 1 га площі 1665510 Бк, з них ^{137}Cs – 49,47%, ^{40}K – 37,8%, ^{226}Ra – 1,14% та ^{232}Th – 1,26%.

Таблиця 3.20

Винесення радіоактивних речовин вегетативною масою нектаропилконосних рослин з дерново-підзолистого ґрунту у період 2022-2024, Бк/га

Нектаропилконосні рослини	Урожайність висушеної вегетативної маси, ц/га	Питома активність у вегетативній масі (із розрахунку на суху речовину)				Винесення радіоактивних речовин з ґрунту вегетативною масою			
		¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Розторопша плямиста	240,5	18,9	672	29,6	17,6	90909	3232320	142376	84656
Буркун білий	183,8	11,5	503	31,0	31,3	38065	1664930	102610	103603
Головатень круглоголовий	261,0	20,7	503	31,4	31,3	113436	2756440	172072	171524
Люпин вузьколистий	217,9	767,44	968,92	84,18	103,59	3177036	4011246	348588	428904
Фацелія пижмолиста	97,4	60,4	458,6	27,8	188,0	93620	710830	43090	291400
Еспарцет піщаний	137,9	91,36	767,9	23,66	63,57	239468	2011808	62094	166632
Вика яра	129,3	400,0	306,0	92,3	10,2	824000	630360	190138	21012

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.21) встановлено, що насінням розторопші плямистої з дерново-підзолистого ґрунту виноситься 2020,1 Бк радіоактивних речовин з 1 га, з яких з ^{137}Cs – 18,5%, ^{40}K – 92,12%, ^{226}Ra – 3,88% та ^{232}Th – 2,14%. Насінням буркуну білого з ґрунту виноситься 1444,1 Бк з 1 га, з них 1,85% – ^{137}Cs , 89,25% – ^{40}K , 4,71% – ^{226}Ra та 4,43% – ^{232}Th . За вирощування головатню круглоголового з 1 га площі виноситься насінням 3184,9 Бк радіоактивних речовин, із них 2,89% – ^{137}Cs , 89,39% – ^{40}K , 4,10% – ^{226}Ra та 3,61 – ^{232}Th . З насінням люпину вузьколистого з 1 га ґрунту виноситься 12592,2 Бк радіоактивних речовин, із них ^{137}Cs – 36,87%, ^{40}K – 52,05%, ^{226}Ra – 4,37% та ^{232}Th – 6,68%. Сумарне винесення радіоактивних речовин з насінням фацелії пижмолистої складає 1076,3 Бк/га, з них 8,07% – ^{137}Cs , 64,96% – ^{40}K , 4,09% – ^{226}Ra та 22,86% – ^{232}Th . З насінням еспарцету піщаного виноситься 2354,2 Бк/га, з них 8,17% – ^{137}Cs , 83,48% – ^{40}K , 2,23% – ^{226}Ra та 6,11% – ^{232}Th . При вирощуванні вики ярої з 1 га ґрунту виноситься з насінням 4626,6 Бк радіоактивних речовин, з них ^{137}Cs – 48,48%, ^{40}K – 37,49%, ^{226}Ra – 12,57% та ^{232}Th – 1,14%.

Таблиця 3.21

**Винесення радіоактивних речовин насінням нектаропилконосних рослин з дерново-підзолистого ґрунту у
період 2022-2024, Бк/га**

Нектаропилконосні рослини	Урожайність насіння, ц/га	Питома активність радіонуклідів у насінні (із розрахунку на суху речовину)				Винесення радіоактивних речовин з ґрунту насінням			
		¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Розторопша плямиста	3,7	10,1	503	21,2	11,7	37,4	1861	78,4	43,3
Буркун білий	3,2	7,2	403	21,3	20,0	23,0	1289	68,1	64,0
Головатень круглоголовий	6,5	14,2	438	20,1	17,7	92,3	2847	130,6	115,0
Люпин вузьколистий	10,8	430	607	51	78	4644	6555	550,8	842,4
Фацелія пижмолиста	2,3	37,8	304	19,2	107	86,9	699,2	44,1	246,1
Еспарцет піщаний	3,7	52	531,2	14,2	38,9	192,4	1965,4	52,5	143,9
Вика яра	8,3	272	209	70,3	6,4	2257	1734,7	581,8	53,1

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Результати досліджень (рис. 3.17) показали, що з вегетативною масою і насінням нектаропилконосних рослин виноситься радіоактивних речовин з 1 га ґрунту: з розторопшею плямистою – 3552283,1 Бк, з них ^{137}Cs – 2,56%, ^{40}K – 91%, ^{226}Ra – 4,0% та ^{232}Th – 2,88%, з буркуном білим – 1910652 Бк, з них ^{137}Cs – 2,0%, ^{40}K – 87,2%, ^{226}Ra – 5,37% та ^{232}Th – 5,42%, з головатнем круглоголовим – 3216656,9 Бк, з них ^{137}Cs – 3,52%, ^{40}K – 85,8%, ^{226}Ra – 5,35% та ^{232}Th – 5,33%, з люпином вузьколистим – 7978374,2 Бк, з них ^{137}Cs – 39,8%, ^{40}K – 50,4%, ^{226}Ra – 4,32% та ^{232}Th – 5,38%, з фацелією пижмолистою – 1140016,3 Бк, з них ^{137}Cs – 8,2%, ^{40}K – 62,4%, ^{226}Ra – 3,7% та ^{232}Th – 25,6%, з еспарцетом піщаним – 2420209,7 Бк, з них ^{137}Cs – 9,9%, ^{40}K – 83,2%, ^{226}Ra – 6,8% та ^{232}Th – 6,9%, з викою ярою – 1670136,8 Бк, з них ^{137}Cs – 49,4%, ^{40}K – 37,8%, ^{226}Ra – 11,4% та ^{232}Th – 1,26%.

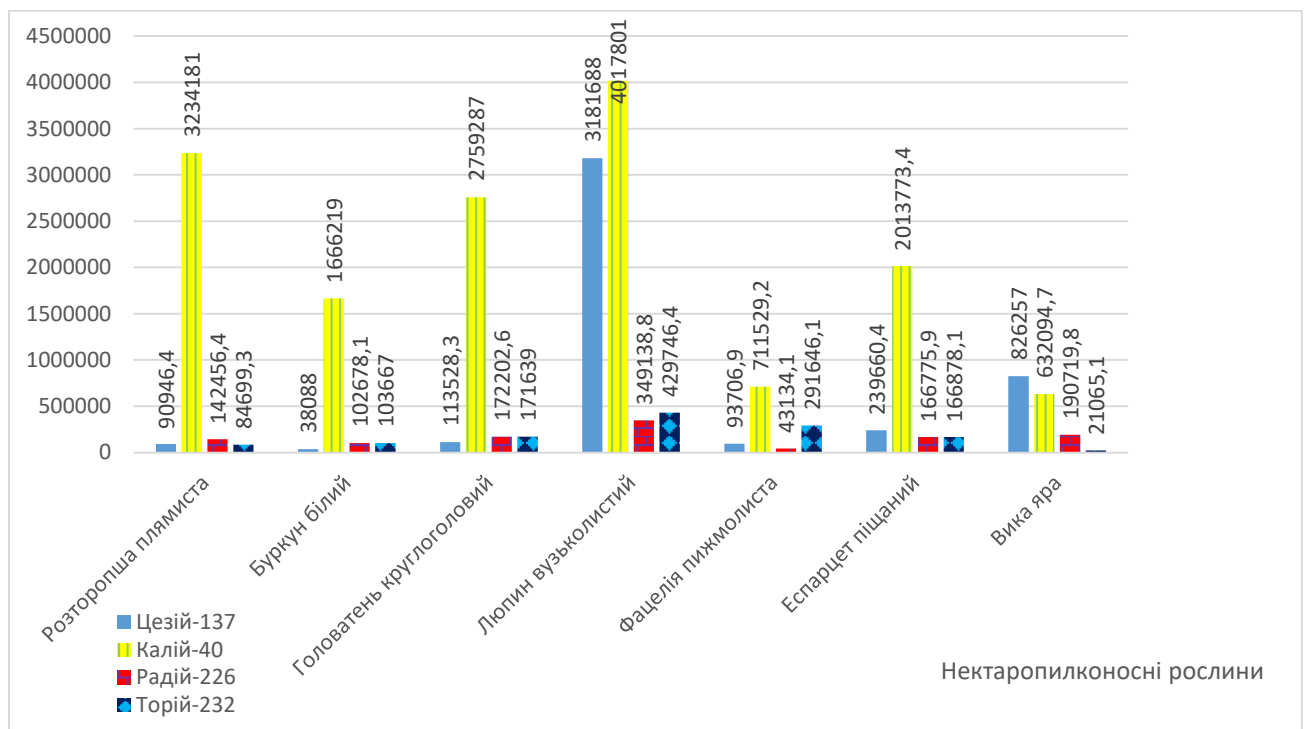


Рисунок 3.17. – Порівняльна оцінка винесення радіоактивних речовин нектаропилконосними рослинами з дерново-підзолистого ґрунту у період 2022-2024 рр., Бк/га

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Комплексне винесення радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) з ґрунту вегетативною масою і насінням нектаропилконосних рослин коливалось від 1670136,8 Бк до 7978374,2 Бк. Найбільше винесення радіоактивних речовин з ґрунту вегетативною масою та насінням нектаропилконосних рослин спостерігалось за вирощування люпину вузьколистого. Так, загальна кількість радіоактивних речовин, яка виноситься з люпином вузьколистим, була вищою, порівняно з розторопшею плямистою, у 2,24 рази, з буркуном білим – у 4,1 рази, з головатнем круглоголовим – у 2,4 рази, з фацелією пижмолистого – у 6,9 рази, з еспарцетом піщаним – у 3,3 рази та з викою ярою – у 4,7 рази.

Таблиця 3.22

Зміни питомої активності радіоактивних речовин у дерново-підзолистому ґрунті за трирічного вирощування нектаропилконосних речовин у період 2022-2024 рр., Бк/кг

Нектаропилконосні рослини	Ґрунти, не задіяні під вирощування нектаропилконосних рослин				Ґрунти, задіяні під вирощування нектаропилконосних рослин			
	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Розторопша плямиста	248	257	16,7	20,5	209	392	14,2	16,8
Буркун білий	248	257	16,7	20,5	210	414	18,0	17,4

Головатень круглоголовий	248	257	16,7	20,5	206	415	14,4	17,2
Люпин вузьколистий	248	257	16,7	20,5	197	380	13,8	16,1
Фацелія пижмолиста	248	257	16,7	20,5	215	420	15,2	18,1
Еспарцет піщаний	248	257	16,7	20,5	217	413	15,1	18,2
Вика яра	248	257	16,7	20,5	217	420	15,0	18,4

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Як показали результати досліджень (табл. 3.22), вирощування нектаропилконосних культур на дерново-підзолистому ґрунті сприяло зменшенню питомої активності обмінних форм радіоактивних речовин завдяки фіторемедіації. Це зниження було помітним порівняно з ґрунтом, який протягом досліджуваного періоду залишався під паром. Зокрема, відбулося зниження питомої активності ^{137}Cs від 12,5% до 20,5%, ^{40}K – від 8,1% до 16,8%, ^{226}Ra – від 9,0% до 17,3% та ^{232}Th – від 10,2% до 21,0%. Питома активність радіонуклідів у дерново-підзолистому ґрунті знизилася після періоду вирощування розторопші плямистої: ^{137}Cs на 15,7%, ^{40}K – на 14,2%, ^{226}Ra – на 14,9% та ^{232}Th – на 18%, буркуну білого: ^{137}Cs – на 15,3%, ^{40}K – на 14,2%, ^{226}Ra – на 9,4% та ^{232}Th – на 15,1%, головатню круглоголового: ^{137}Cs – на 16,9%, ^{40}K – на 11,3%, ^{226}Ra – на 13,7% та ^{232}Th – на 16,1%, люпину вузьколистого: ^{137}Cs – на 20,5%, ^{40}K – 16,8%, ^{226}Ra – 17,3% та ^{232}Th – на 21,0%, фацелії пижмолистої: ^{137}Cs – на 13,3%, ^{40}K – на 8,1%, ^{226}Ra –

на 9,0% та ^{232}Th – на 11,7%, еспарцету піщаного: ^{137}Cs – на 12,5%, ^{40}K – на 9,6%, ^{226}Ra – на 9,6% та ^{232}Th – на 11,2% та вики ярої: ^{137}Cs – на 13,8%, ^{40}K – на 8,1%, ^{226}Ra – на 10,1% та ^{232}Th – на 10,2%.

Таблиця 3.23

Надходження радіоактивних речовин у дерново-підзолистий ґрунт та винесення їх з урожаєм однорічних нектаропилконосних культур за мінерального удобрення у період 2022-2024 рр., Бк/га

Нектаропилконосні рослини	Норма мінерального удобрення	Радіоактивні речовини	Надійшло радіонуклідів у ґрунт з мінеральними добривами	Винесено радіонуклідів з ґрунту урожаєм (вегетативна маса, насіння)
Фацелія пижмолиста	$\text{N}_{60}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$	^{137}Cs	2523,5	117133,7
		^{40}K	1295647,1	846719,5
		^{226}Ra	2533	53054,8
		^{232}Th	1652,6	352891,6
Розторопша плямиста	$\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$	^{137}Cs	4613,5	107316
		^{40}K	2586647,1	3855143
		^{226}Ra	4361	170947
		^{232}Th	2507,6	103332,7

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень (табл. 3.23) встановлено, що мінеральне удобрення ґрунтів сприяло підвищенню винесення радіоактивних речовин (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) з урожаєм фацелії пижмолистої ($\text{N}_{60}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$) на 20,1%

та розторопші плямистої ($N_{60}P_{60}K_{60}$) – на 19,2% порівняно з аналогічною продукцією отриманою без удобрення.

Однак, з урахуванням загального надходження радіоактивних речовин у ґрунт через внесення добрив, то ефективність фітореMediaції помітно знижується. Зокрема, загальна кількість (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th), винесена з ґрунту з урожаєм знижується за вирощування фацелії пижмолистої у 16,9 раза, розторопші плямистої – у 2,16 раза.

Виявлені і певні зміни агроєкологічного стану (табл. 3.24) дерново-підзолистого ґрунту (Додаток Е) у процесі фітореMediaції під час вирощування нектаропилконосних рослин на сільськогосподарських угіддях Народицької територіальної громади.

Таблиця 3.24

Зміна основних агрохімічних показників ґрунту під час вирощування буркуну білого у період 2022-2024 рр.

Агрохімічні показники	Без вирощування буркуну білого (контроль)		За вирощування буркуну білого	
	Перший рік	Другий рік	Перший рік	Другий рік
Кислотність (рН)	$6,44 \pm 0,4$	$6,42 \pm 0,7$	$6,46 \pm 0,2$	$6,5 \pm 0,2$
N легкогідролізований, мг/кг	$117,0 \pm 1,5$	$117,8 \pm 0,4$	$136 \pm 4,1$	$152 \pm 6,2^{\text{xxx}}$
P доступний, мг/кг	$197,2 \pm 1,2$	$198,1 \pm 1,6$	$178,6 \pm 1,2$	$161,3 \pm 3,1^{\text{xxx}}$
K доступний, мг/кг	$292,4 \pm 2,7$	$293,7 \pm 1,4$	$267,4 \pm 3,7$	$251,6 \pm 4,7^{\text{xxx}}$
^{137}Cs	$246,5 \pm 1,7$	$246,0 \pm 1,4$	$238,5 \pm 2,7$	$226,8 \pm 2,3$

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Зокрема, після першого року вирощування виявлено у верхньому прошарку ґрунту на глибині 20 см підвищення азоту легкогідролізованого на 16,2 %, тоді як обмінного калію, рухомого фосфору та рН кислотності,

навпаки, зниження – на 8,2 %, 9,4% та 0,3%.

За другий рік вирощування фіторемедіанта буркуну білого кількість азоту легкогідролізованого зросла на 11,7%. Водночас, питома активність доступного фосфору і калію, а також рН KCl знизилася на 5,9%, 9,6% та 0,6% відповідно.

Таким чином, за дворічного вирощування буркуну білого як фіторемедіанта, кількість азоту легкогідролізованого у дерново-підзолистому ґрунті підвищилася на 29,9%, тоді як обмінного калію, рухомого фосфору та рН кислотність знизилася на 13,9%, 18,2% та 0,9% відповідно.

Водночас, необхідно відмітити також певні зміни по вмісту ^{137}Cs у ґрунтах за вирощування буркуну білого. Так, у дерново-підзолистому ґрунті перед вирощуванням буркуну білого питома активність ^{137}Cs становила 246,5 Бк/кг, тоді як після дворічного вирощування цієї культури з видаленням її вегетативної маси на дослідних угіддях, даний показник склав 226,9 Бк/кг. Таким чином, за два роки досліджень під час вирощування буркуну білого питома активність ^{137}Cs у ґрунтах знизилася на 8%.

Отже, фіторемедіація дерново-підзолистого ґрунту під час вирощування буркуну білого має комплексний вплив на його стан. Зокрема, спостерігається підвищення вмісту азоту легкогідролізованого та зниження питомої активності ^{137}Cs , що сприяє покращенню агроекологічного стану сільськогосподарських угідь, забруднених радіонуклідами.

3.4. Еколого-економічна ефективність результатів досліджень

Підвищення екологічної безпеки ґрунтів сільськогосподарського призначення є запорукою покращення якості продовольчої сировини та здоров'я населення. Інтенсивне використання ґрунтів створює певну проблему збереження їх родючості та безпеки. Для підвищення родючості ґрунтів нині широко застосовуються мінеральні добрива, які частково відновлюють баланс основних елементів живлення, винесених із врожаєм. Однак, разом із поживними речовинами під час вирощування

сільськогосподарських культур з ґрунту спостерігається винесення токсичних речовин у процесі фітореMediaції. Даний спосіб є найбільш екологічним та ефективним методом їх усунення, що дозволяє очищати ґрунти від забруднень природним шляхом.

Як показують результати досліджень, виявлено різну інтенсивність винесення радіоіотопів із ґрунту, що залежало від ботанічного походження рослин, їх урожайності та рівня забруднення даними токсикантами.

Таблиця 3.25

Інтенсивність винесення радіоіотопів із дерново-підзолистого ґрунту під час вирощування різних нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр.

Нектаропилконосні рослини	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Розторопша плямиста	90946,4	3234181	142456,4	84699,3
Буркун білий	3808,8	1666219	102678,1	103667
Головатень круглоголовий	113528,3	2759287	172202,6	171639
Люпин вузьколистий	3181688	4017801	349138,8	429746,4
Фацелія пижмолиста	93706,9	711529,2	43134,1	291646,1
Еспарцет піщаний	239660,4	2013773,4	166775,9	166878,1
Вика яра	826257	632094,7	190719,8	21065,1

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень встановлено, що загальна кількість винесених радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) із дерново-підзолистого ґрунту з урожаєм розторопші плямистої склала 3552283,1 Бк/га, буркуну білого – 1910652 Бк/га, головатню круглоголового – 3216656,9 Бк/га, люпину

вузьколистого – 7978374,2 Бк/га, фацелії пижмолистої – 1140016,3 Бк/га, еспарцету піщаного – 2420209,7 Бк/га та вики ярої – 1670136,8 Бк/га.

У зростаючій регресії валове винесення радіоізоотопів ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th з дерново-підзолистого ґрунту спостерігалось у наступній послідовності: фацелія пижмолиста → вика яра → буркун білий → еспарцет піщаний → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → люпин вузьколистий.

Таблиця 3.26

Інтенсивність зниження питомої активності радіоізоотопів у дерново-підзолистому ґрунті під час вирощування нектаропилконосних рослин у період 2022-2024 рр., %

Нектаропилконосні рослини	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Розторопша плямиста	15,7	14,2	14,9	18,0
Буркун білий	15,3	14,2	9,4	15,1
Головатень круглоголовий	16,9	11,3	13,7	16,1
Люпин вузьколистий	20,5	16,8	17,3	21,0
Фацелія пижмолиста	13,3	8,1	9,0	11,7
Еспарцет піщаний	12,5	9,6	9,6	11,2
Вика яра	13,8	8,1	10,1	10,2

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За результатами досліджень щодо ефективності фітореMediaції на дерново-підзолистому ґрунті під час вирощування нектаропилконосних

рослин встановлено, що зниження у ґрунтів ^{137}Cs склало від 12,5% до 20,5%, ^{40}K – від 8,1 до 16,8%, ^{226}Ra – від 9,0% до 17,3% та ^{232}Th – від 10,2% до 18,0%.

У зростаючій регресії зниження питомої активності радіонуклідів у дерново-підзолистого ґрунті спостерігалось у наступній послідовності: ^{137}Cs : еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → вика яра → буркун білий → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → люпин вузьколистий; ^{40}K : фацелія пижмолиста → вика яра → еспарцет піщаний → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → буркун білий → люпин вузьколистий; по ^{226}Ra : фацелія пижмолиста → еспарцет піщаний → буркун білий → вика яра → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → люпин вузьколистий; ^{232}Th : вика яра → еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → буркун білий → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → люпин вузьколистий.

Таблиця 3.27

Економічна ефективність фітореMediaції дерново-підзолистого ґрунту під час вирощування нектаропилконосних рослин, із розрахунку на 1 га площі (2024 р.)

Показники	Головатень круглоголовий		Розторопша плямиста		Буркун білий		Еспарцет піщаний		Фацелія пижмолиста		Люпин вузиколистий		Вика яра	
	насіння	мед	насіння	мед	насіння	мед	насіння	мед	насіння	мед	насіння	мед	насіння	мед
Вироблено продукції, кг	650	400	370	60	320	100	370	60	230	125	1080	-	830	10
Ціна продукції, грн. (ціни 2024 р.)	100	45	60	45	50	45	45	45	70	45	40	-	35	45
Виручка від реалізації продукції, грн.	65000	18000	22200	2700	16000	4500	16650	2700	16100	5625	43200	-	29050	450
Витрати на виробництво продукції, грн.	18500	3500	12100	1400	13150	2400	12340	1200	13700	2100	17100	-	12300	1400
Прибуток, грн.	46500	14500	10100	1300	28500	2100	4310	1500	2400	3520	26100	-	16750	-
Рівень рентабельності, %	251	414	83,4	92,8	21,6	87,5	34,9	125	17,5	167	152	-	136,1	-

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Аналіз економічної ефективності фіторе mediaції дерново-підзолистого ґрунту під час вирощування нектаропилконосних рослин (табл 3.27) показав, що найвищим рівнем прибутку, із розрахунку на 1 га площі посіву нектаропилконосних рослин за виробництва продукції (насіння, мед), характеризувався головатень круглоголовий. Так, не дивлячись на те, що головатень круглоголовий дає можливість одержати урожай (насіння, мед) на другий рік вирощування, прибуток від виробництва насіння та меду був вищим порівняно з аналогічною продукцією, виробленою з розторопші плямистої, у 5,3 рази, з буркуну білого – у 12,3 рази, з еспарцету піщаного – у 4,0 рази, з фацелії пижмолистої – у 10,3 рази, з люпину вузьколистого – у 2,3 рази та з вики ярої – у 3,6 рази.

Рівень рентабельності за вирощування нектаропилконосних рослин також був вищим за виробництва насіння і меду з головатню круглоголового. Зокрема, зазначений показник за виробництва насіння і меду з головатню круглоголового був вищим у 3,7 рази порівняно з розторопшею плямистою, з буркуном білим – у 6,0 разів, з еспарцетом піщаним – у 4,3 рази та з викою ярою – у 4,8 рази.

Висновки до 3 розділу

1. За результатами досліджень встановлено, що найвищий рівень ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th виявлено в умовах ґрунтового середовища природніх лук. Питома активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th у ґрунтах природних лук перевищувала показники ґрунтів польової сівозміни на 16,2%, 5,9%, 23,5% і 31,5% та присадибних ділянок – на 10,2%, 3,3%, 16,6% і 19,0% відповідно.

2. Аналізуючи питому активність радіонуклідів у вегетативній масі нектаропилконосних рослин виявлено найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{40}K у вегетативні масі люпину вузьколистого, ^{226}Ra – вики ярої та ^{232}Th – фацелії пижмолистої.

3. Дослідження питомої активності радіоактивних речовин у насінні нектаропилконосних рослин показали, що найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{40}K виявлено у люпину вузьколистого, ^{226}Ra – у вики ярої та ^{232}Th – у насінні фацелії пижмолистої.

4. В результаті проведення оцінки інтенсивності накопичення радіонуклідів у квітковому пилку виявлено, що найвищу питому активність ^{137}Cs , ^{226}Ra та ^{232}Th виявлено у квітковому пилку з люпину вузьколистого, тоді як ^{40}K – з еспарцету піщаного.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3

1. Куценко М.І. Інтенсивність накопичення радіонуклідів вегетативною масою фацелії пижмолистої. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2024. Ч. 1. № 69. С. 273-279. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.139.1.35>
2. Разанов С.Ф., Куценко М.І. Оцінка рівня накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими бобовими нектаропилконосними рослинами в умовах Північного Полісся. *Сільське господарство та лісівництво*. 2024. № 3 (34). С. 198-207. DOI: 10.37128/2707-5826-2024-3-17
3. Snitynskyi V., Razanov S., Hnativ P., Bakhmat O., Kutsenko M., Kolisnyk O. Phytoremediation of ¹³⁷Cs contaminated sod-podzolic soil in Northern Polissia white sweet clover (*Melilotus albus*). *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81, № 1. P. 223-229. DOI: 10.1080/00207233.2023.2270305

ВИСНОВКИ

1. Питома активність радіоактивних речовин у 30-сантиметровому прошарку дерново-підзолистого ґрунту на досліджуваних територіях Північного Полісся в умовах польової сівозміни, присадибних ділянок та природних лук знаходилася в межах від 240 Бк/кг до 279 Бк/кг по ^{137}Cs , від 440 Бк/кг до 465 Бк/кг – по ^{40}K , від 17,0 Бк/кг до 21,0 Бк/кг – по ^{226}Ra та від 19,0 Бк/кг до 25,0 Бк/кг – по ^{232}Th .

Серед досліджуваних радіонуклідів найвищу питому активність у дерново-підзолистому ґрунті мав ^{40}K .

1. Питома активність у дерново-підзолистому ґрунті ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th спостерігалась у наступній зростаючій регресійній послідовності: території польової сівозміни → території присадибних ділянок → території природних лук.

2. За переорювання ґрунту (24-25 см) найвища різниця питомої активності між прошарками ґрунту на глибині 10 см, 20 см та 30 см спостерігалась по ^{135}Cs .

3. Урожайність вегетативної маси та насіння нектаропилконосних рослин, вирощених на дерново-підзолистому ґрунті, склала по розторопші пляmistій – 240,5 ц/га та 3,7 ц/га, буркуну білому – 183,8 ц/га та 3,2 ц/га, головатню круглоголовому – 261 ц/га та 6,5 ц/га, люпину вузьколистому – 217,9 ц/га та 10,8 ц/га, фацелії пижмолистій – 97,4 ц/га та 2,3 ц/га, еспарцету піщаному – 137,9 ц/га та 3,7 ц/га і вики ярій – 129,3 ц/га та 8,3 ц/га.

4. Під час вирощування нектаропилконосних рослин на дерново-підзолистому ґрунті з вмістом ^{137}Cs – $240 \pm 5,41$ Бк/кг, ^{40}K – $440 \pm 6,1$ Бк/кг, ^{226}Ra – 17,0 та ^{232}Th – $19,0 \pm 0,27$ Бк/кг найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{40}K продемонструвала наземна вегетативна маса і насіння люпину вузьколистого, тоді як за вмістом ^{226}Ra виділялася вики яра, а за ^{232}Th – фацелія пижмолиста.

5. Встановлено, що квітковий пилок люпину вузьколистого мав найвищу питому активність ^{137}Cs – 57,2 Бк/кг, ^{226}Ra – 4,0 Бк/кг та ^{232}Th – 67,0

Бк/кг, а по ^{40}K – з еспарцету піщаного (531,0 Бк/кг).

6. За результатами досліджень виявлено, що під час вирощування нектаропилконосних рослин на дерново-підзолистому ґрунті комплексне винесення радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) наземною вегетативною масою та насінням становить: розторопшею плямистою – 3552283,1 Бк/га, буркуном білим – 1910652 Бк/га, головатнем круглоголовим – 3216656,9 Бк/га, люпином вузьколистим – 7978374,2 Бк/га, фацелією пижмолистою – 1140016,3 Бк/га, еспарцетом піщаним – 2420209,7 Бк/га та викою ярою – 1670136,8 Бк/га. Наземною вегетативною масою та насінням люпину вузьколистого спостерігається вищий рівень винесення радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) із дерново-підзолистого ґрунту порівняно з розторопшею плямистою – у 2,24 раза, буркуном білим – у 4,1 раза, головатнем круглоголовим – у 2,4 раза, фацелією пижмолистою – у 6,9 раза та еспарцетом піщаним – у 3,3 раза та викою ярою – у 4,7 раза.

7. У процесі фітотрафедіації під час вирощування нектаропилконосних рослин на дерново-підзолистому ґрунті виявлено зниження питомої активності ^{137}Cs від 12,5% до 20,5%, ^{40}K – від 8,1% до 16,8%, ^{226}Ra – від 9,0% до 17,3% та ^{232}Th – від 10,2% до 21,0%.

У зростаючій регресії винесення з дерново-підзолистого ґрунту ^{137}Cs спостерігалось у наступній послідовності: вика яра → еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → буркун білий → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → люпин вузьколистий, ^{40}K : вика яра → фацелія пижмолиста → головатень круглоголовий → буркун білий → еспарцет піщаний → розторопша плямиста → люпин вузьколистий, ^{226}Ra : буркун білий → фацелія пижмолиста → еспарцет піщаний → вика яра → головатень круглоголовий → розторопша плямиста → люпин вузьколистий та ^{232}Th : вика яра → еспарцет піщаний → фацелія пижмолиста → розторопша плямиста → головатень круглоголовий → буркун білий → люпин вузьколистий.

8. За удобрення дерново-підзолистого ґрунту ($\text{N}_{60}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$) під час

виращування фацелії пижмолистої та розторопші плямистої ($N_{60}P_{60}K_{60}$) виявлено більшу питому активність радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th) в урожаї (наземна вегетативна маса та насіння) на 20,1% та 19,2%. Однак, ефективність фітореMediaції ґрунтів помітно знижувалась через додаткове занесення цих радіонуклідів у ґрунт.

9. Встановлено, що серед нектароносних рослин-фітореMediaнтів (головатень круглоголовий, фацелія пижмолиста, буркун білий, вика яра, розторопша плямиста, еспарцет піщаний та фацелія пижмолиста) найвища економічна ефективність спостерігається при виращуванні головатню круглоголового, тоді як найкращі екологічні показники – за виращування люпину вузьколистого.

ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

З метою підвищення екологічної та економічної ефективності фіторемедіації дерново-підзолистого ґрунту, який перебуває під високим радіаційним навантаженням в умовах північного Полісся рекомендуємо:

- вирощувати нектаропилконосні рослини з використанням їх насіння для потреб насінництва, нектар і квітковий пилок як кормову сировину для потреб бджільництва;
- одержану вегетативну масу нектаропилконосних рослин після обмолоту насіння видаляти з полів із подальшим захороненням;
- віддати перевагу вирощуванні нектаропилконосних культур без мінерального удобрення ґрунтів;
- віддавати перевагу вирощуванню головатня круглоголового, який характеризується найвищою економічною ефективністю порівняно з буркуном білим, еспарцетом піщаним, розторопшею плямистою, люпином вузьколистим, фацелією пижмолистою та викою ярою.

ДОДАТКИ

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ

за спеціальністю 201 Агрономія

Куценка Миколи Ігоровича

№ п/п	Назва	Назва видання та його вихідні відомості, що дозволяють ідентифікувати та відрізнити це видання від інших	Кількість друкованих сторінок/ др. арк.)	Співавтори
Статті у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз				
1	Оцінка рівня накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими бобовими нектаропилконосами рослинами в умовах північного Полісся	<i>Сільське господарство та лісівництво</i> . 2024. № 3 (34). DOI: 10.37128/2707-5826-2024-3-17. URL: http://forestry.vsau.org/storage/articles/December2024/bqleXUcZvMrnuQNwXioj.pdf	<u>С. 198-207</u> 0,61 (0,48)	Разанов С.Ф., Куценко М.І.
2	Інтенсивність накопичення радіонуклідів вегетативною масою фацелії пижмолистої.	<i>Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки</i> . 2024. Ч. 1. № 139. DOI: https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.139.1.35 URL: https://tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/139_2024/part_1/37.pdf	<u>С. 273-279</u> 0,44	Куценко М.І.

Продовження додатка А

Статті в наукометричних базах Scopus/Web of Science				
3	Phytoremediation of ¹³⁷ Cs contaminated sod-podzolic soil in Northern Polissia white sweet clover (<i>Melilotus albus</i>).	<i>International Journal of Environmental Studies</i> . 2024. Vol. 80, № 5. P. 223-229. DOI: 10.1080/00207233.2023.2270305 URL: https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00207233.2023.2270305	<u>P. 223-229</u> 0,5 (0,002)	Snitynskyi V., Razanov S., Hnativ P., Bakhmat O., Kutsenko M., Kolisnyk O.
Інші видання що засвідчують апробацію				
4	Агроекологічні наслідки війни та способи підвищення ефективності відновлення ґрунтів в період реабілітації	International research and practice conference "Sustainable restoration of agricultural landscapes affected by military activities" (30.09.2023-04.10.2023). DOI: 10.36994/978-966-388-681-7-2023-71-1-71 URL: https://drive.google.com/file/d/1jv5P2dwdpFKGpYtbeNVNsCXneFfMup5c/view?usp=sharing	<u>C. 1-2.</u> 0,09 (0,06)	Разанов С., Куценко М., Разанова А.

Продовження додатка А

5	Інтенсивність накопичення ^{137}Cs нектаропилконосними рослинами на дерново-підзолистому піщаному ґрунті	Теорія і практика розвитку агропромислового комплексу та сільських територій : матеріали XXIV міжнар. наук.-практ. форуму, м. Львів, 4-6 жовт. 2023 р. Львів, 2023. URL: https://drive.google.com/file/d/1WRbXXwNsOсKB172A7g-9sNYhfJZwaPtP/view?usp=drive_link	С. 291-293. 0,2 (0,05)	Разанов С., Бальковський В., Дидів А., Лисак Г., Разанова А., Куценко М.
---	---	--	---------------------------	--

Усього за темою дисертаційної роботи «Оцінка ефективності фіторе mediaції радіоактивно забруднених ґрунтів територій Полісся Північного» опубліковано 3 наукових праці. Основні положення дисертації пройшли апробацію на 4 науково-практичних конференціях. Наукові праці опубліковані: 1 у міжнародному виданні; 2 у наукових фахових виданнях України та 2 тези доповідей загальним обсягом 1,84 у. д. а. (власний доробок автора 1,03 у. д. а.).

Автор

Вчений секретар

МП

«20» березня 2025 р.



Микола КУЦЕНКО

Тетяна КОРПАНЮК

Додаток Б**АПРОБАЦІЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ НА НАУКОВО-ПРАКТИЧНИХ
КОНФЕРЕНЦІЯХ**

за спеціальністю 201 Агрономія

Куценка Миколи Ігоровича

№ п/п	Тема доповіді	Назва конференції, дата, місце проведення
<i>Апробація результатів дисертації на науково-практичних конференціях</i>		
1	Фіторе mediaція – високоефективний екологічний захід очищення ґрунтів від токсикантів	Всеукраїнська науково-практична конференція «Розвиток аграрної науки в умовах змін клімату та діджиталізації землеробства», м. Вінниця, 09-10 червня 2022 року.
2	Дослідження лісових нектаропилконосних насаджень Східного Поділля	Всеукраїнська науково-практична конференція «Аграрна галузь України в умовах євроінтеграції: сучасний стан та перспективи розвитку». м. Вінниця, 24-25 травня 2023 року.
3	Лісопаркові нектаропилкові насадження Східного поділля	Науково-практичний семінар: «Екологічна оцінка якості насіння та зерна в умовах сучасного техногенного навантаження в Україні». м. Львів. 08 листопада 2023 р.

Аспірант

Микола КУЦЕНКО

Вчений секретар

Тетяна КОРПАНЮК

МП

«20» березня 2025 р.



НАЦІОНАЛЬНЕ АГЕНТСТВО З АКРЕДИТАЦІЇ УКРАЇНИ

НАЦІОНАЛЬНИЙ ОРГАН УКРАЇНИ З АКРЕДИТАЦІЇ

АТЕСТАТ ПРО АКРЕДИТАЦІЮ



Зареєстрований у Реєстрі

09 липня 2019 року

за № 20250

дійсний до 08 липня 2024 року

Дата первинної акредитації: 09 липня 2019 року

НАЦІОНАЛЬНЕ АГЕНТСТВО З АКРЕДИТАЦІЇ УКРАЇНИ ЦИМ ЗАСВІДЧУЄ
КОМПЕТЕНТНІСТЬ

**Випробувального центру
ВІННИЦЬКОЇ ФІЛІЇ ДЕРЖАВНОЇ УСТАНОВИ
«ІНСТИТУТ ОХОРОНИ ҐРУНТІВ УКРАЇНИ»**

Місцезнаходження юридичної особи: 04112, м. Київ, вул. О.Теліги, 8

Місцезнаходження ООВ:

23227, Вінницька обл., Вінницький р-н, с. Агрономічне, вул. Мічуріна, 3

3	8	5	1	7	1	5	6
---	---	---	---	---	---	---	---

(Код ЄДРПОУ філії)

ВІДПОВІДНО ДО ВИМОГ ДСТУ ISO/IEC 17025:2017 (ISO/IEC 17025:2017) В СФЕРІ:

фізико-хімічні, хіміко-токсикологічні та радіолочні випробування
сільськогосподарської сировини та продукції, вод мінеральних і питних,
ґрунтів, добрив та відбір проб ґрунтів.

Сфера акредитації визначена додатком до цього атестата.

Додаток є невід'ємною частиною цього атестата і складається з 22 аркушів.

Голова



В.М. Горицький

м. Київ, 01133, вул. Генерала Алмазова, 18/7

Зареєстровано у журналі обліку за № 1087 А

НААУ є підписантом: 1) Угоди EA BLA у сферах «Випробування», «Калібрування», «Сертифікація продукції», «Сертифікація персоналу», «Сертифікація систем менеджменту» та «Інспектування»; 2) Угоди ILAC MRA у сферах «Випробування», «Калібрування» та «Інспектування»; 3) Угоди IAF MLA у сферах «Сертифікація продукції», «Сертифікація персоналу», «Сертифікація систем менеджменту».



МІНІСТЕРСТВО АГРАРНОЇ ПОЛІТИКИ ТА ПРОДОВОЛЬСТВА УКРАЇНИ
 ДЕРЖАВНА УСТАНОВА
 «ІНСТИТУТ ОХОРОНИ ҐРУНТІВ УКРАЇНИ»
 (ДУ «Держґрунтохорона»)
ВІННИЦЬКА ФІЛІЯ ДУ «Держґрунтохорона»
 вул. Мічуріна, 3, с. Агрономічне, Вінницький район, Вінницька область, 23227
 тел.: (0432) 58-42-41, факс: (0432) 58-42-38
 E-mail: vinnitsa@iogu.gov.ua, сайт: www.iogu.gov.ua, код згідно з ЄДРПОУ 38517156

РЕЗУЛЬТАТИ ВИПРОБУВАНЬ

від 12.05.2022 р.

1. Найменування продукції і НД: Ґрунт
2. Замовник, адреса: Куценко М.І., ВНАУ, м. Вінниця
3. Дата проведення випробувань (початок – кінець): 09.05.2022 р. - 12.05.2022 р.

№ з/п	Найменування продукції, місце відбору	НД на метод випробувань	Назва показника	Одиниця виміру	Фактичне значення за результатами випробувань
Визначення щільності забруднення радіонуклідів Cs – 137, Sr – 90					
1	Ґрунт, м. Коростень, Житомирська обл.	МЗО-1990	Cs – 137 (цезій-137)	Кі/км ²	0,79
3	Ґрунт, смт. Гнівань, Тиврівський р-н, Вінницька обл.				0,16

Додаткові відомості:

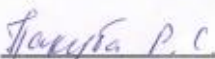
- повне або часткове передруккування без дозволу забороняється;
- зразок наданий замовником;
- об'єкт та/або зразок, підданий випробуванню.



М.П.


Виконавці:


 (підпис)


 (підпис)

Відповідальний за формування протоколу лабораторних випробувань


 (підпис)


 (підпис)

Додаток Д



МІНІСТЕРСТВО АГРАРНОЇ ПОЛІТИКИ ТА ПРОДОВОЛЬСТВА УКРАЇНИ
 ДЕРЖАВНА УСТАНОВА
 «ІНСТИТУТ ОХОРОНИ ҐРУНТІВ УКРАЇНИ»
 (ДУ «Держґрунтохорона»)

ВІННИЦЬКА ФІЛІЯ ДУ «Держґрунтохорона»

вул. Мічуріна, 3, с. Агрономічне, Вінницький район, Вінницька область, 23227
 тел.: (0432) 58-42-41, факс: (0432) 58-42-38

E-mail: vinnytsa@iogu.gov.ua, сайт: www.iogu.gov.ua, код згідно з ЄДРПОУ 38517156

РЕЗУЛЬТАТИ ВИПРОБУВАНЬ

від 27.09.2022 р.

1. Найменування продукції і НД: Розторопша плямиста сушена
2. Замовник, адреса: Куценко М.І., ВНАУ, м. Вінниця
3. Дата проведення випробувань (початок – кінець): 20.09.2022 р. - 27.09.2022 р.

№ з/п	Найменування продукції, місце відбору	НД на метод випробувань	Назва показника	Одиниця виміру	Фактичне значення за результатами випробувань
Визначення активності радіонуклідів Cs – 137					
1	Розторопша плямиста сушена (стебло)	МСО-1990	Cs – 137 (цезій-137)	Бк/кг	36,3
2	Розторопша плямиста сушена (листя)				23,3
3	Розторопша плямиста сушена (суцвіття)				24,0

Додаткові відомості:

- повне або часткове передрукування без дозволу забороняється;
- зразок наданий замовником;
- стосується тільки зразку, підданого випробуванню.

М.П.



Виконавці:

[Signature]
 (ПІДПИС)

Гармаш Р.С.
 (ПІДПИС)

Відповідальний за формування протоколу лабораторних випробувань:

[Signature]
 (ПІДПИС)

Гармаш Р.С.
 (ПІДПИС)

Додаток Е



МІНІСТЕРСТВО АГРАРНОЇ ПОЛІТИКИ ТА ПРОДОВОЛЬСТВА УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА
«ІНСТИТУТ ОХОРОНИ ҐРУНТІВ УКРАЇНИ»
(ДУ «Держґрунтохорона»)

ЖИТОМИРСЬКА ФІЛІЯ ДУ «Держґрунтохорона»

проспект Миру, 21-А, м. Житомир, 10020, тел. факс (0412) 26-28-85, 26-74-33, 26-72-16,
e-mail: zhytomyr@iogu.gov.ua, сайт www.iogu.gov.ua, код згідно з ЄДРПОУ 38517198

18.05.2022 № 158-06/23.03/2022

на № _____ від _____

Аспіранту Вінницького Національного
аграрного університету
Куценку Миколі Ігоровичу
м. Вінниця

На Ваше звернення від 2 травня 2022 року надаємо результати лабораторних досліджень ґрунту:

№ з/п	Показник	Шифр варіанта				НД
		№1	№2	№3	№4	
1	Азот легкогідролізований, мг/кг	128	112	123	117	ДСТУ 7863:2015
2	Обмінний калій, мг/кг	315,0	310,6	301,2	325,6	ДСТУ 4405:2005
3	Рухомий фосфор, мг/кг	205,4	211,8	200,7	220,5	
4	Кислотність, од. рН	6,34	6,50	6,45	6,42	ДСТУ ISO10390:2007
5	Гумус, %	1,34	1,42	1,36	1,40	ДСТУ 4289:2004
6	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	10,9	9,9	10,2	10,6	Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. М.: ЦИНАО, 1985 р. 63 с.
Вміст рухомих сполук хімічних елементів, мг/кг						
7	Бор (В), мг/кг	1,27	1,36	1,29	1,32	ОСТ 10150-88
8	Молибден (Мо), мг/кг	0,100	0,103	0,106	0,099	ОСТ 10151-88
9	Кобальт (Со), мг/кг	3,24	3,50	3,26	3,40	ДСТУ 4770.5: 2007
10	Залізо (Fe), мг/кг	2,78	3,06	3,02	2,74	ДСТУ 4770.4: 2007
11	Мідь (Cu), мг/кг	0,401	0,393	0,387	0,411	ДСТУ 4770.6: 2007
12	Цинк (Zn), мг/кг	1,08	1,01	1,04	0,99	ДСТУ 4770.2: 2007
13	Свинець (Pb), мг/кг	4,00	3,64	3,70	3,90	ДСТУ 4770.9: 2007
14	Кадмій (Cd), мг/кг	0,170	0,165	0,163	0,174	ДСТУ 4770.3: 2007
15	Ртуть (Hg), мг/кг	0,0060	0,0059	0,0058	0,0063	Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственной и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992 р. 64 с.

Аналізи виконані по представлених зразках. За відбір зразків відповідальність несе замовник.

Т. в.о. директора філії

Зав. лабораторії

Тетяна КОЗЛИК

Світлана КОВАЛЬОВА

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА ПОЛІССЯ

шосе Київське, 131
м. Житомир, Україна, 10007
Тел.: 0412-42-92-31; факс: 0412-42-92-21
E-mail: isgpo_zt@ukr.net
Код 05453752
МФО 820172, р/р 35220235000233
Інд. податковий № 054537506081



NATIONAL ACADEMY OF AGRARIAN SCIENCES OF UKRAINE
INSTITUTE OF AGRICULTURE OF POLISSIA

131, Kyiv highway, Zhytomyr, Ukraine, 10007
Tel.: 0412-42-92-31; fax: 0412-42-92-21
E-mail: isgpo_zt@ukr.net
Code 05453752
Sort code 820172
c/a 35220235000233
TIN 054537506081

Свідоцтво про відповідність системи вимірювань вимогам ДСТУ ISO 10012:2005 № 0097 від 23.01.2023 р., дійсне до 22.01.2028 р.

№ 175 від 09 10 2024

ПРОТОКОЛ

лабораторних вимірювань № 175 від 9 жовтня 2024 року

- Замовник: аспірант Вінницького національного університету
Кущенко Микола Ігорович, м. Вінниця
- Об'єкт вимірювань: рослинна продукція
- Мета вимірювання: Визначення питомої активності радіонуклідів
- Дата і місце відбору: 20.09.2024 р., Коростенський район, Житомирська обл.
- Маса проби: 1,0 кг
- Термін проведення вимірювань: 23.09.2024р. – 9.10.2024р.

Результати досліджень:

№ з/п	Шифр зразка	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг			
		¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
1	Головаторель круглоголовий	35,7	290	23,0	19,4
2	Фацелія	38,1	279	31,6	27,7
3	Буркун № 1	52,9	228	28,8	31,4
4	Буркун № 2	33,2	226	21,0	12,8
5	Буркун № 3	44,6	321	29,7	18,1
6	Буркун № 4	29,0	330	27,1	22,2
7	Буркун № 5	28,4	363	27,5	19,4
8	Буркун № 6	36,4	312	31,7	28,5

Аналізи виконані по представлених зразках. За відбір зразків відповідальність несе замовник.

Директор

Зав. лабораторії



Сергій РИЖУК

Світлана КОВАЛЬОВА

АКТ
впровадження у виробництво результатів досліджень оцінки ефективності
виросування буркуну білого як фіторемедіанта для покращення
агрохімічних властивостей дерново-підзолистого ґрунту

1. *Назва установи* – Вінницький національний аграрний університет Міністерства освіти і науки України.

2. *Назва НДР, що впроваджується* – Оптимізація способів підвищення якості і безпеки продукції рослинництва в умовах забруднення сільськогосподарських угідь Вінниччини різними токсикантами зумовленого інтенсифікацією галузі.

3. *Автори і НДР* – Разанов Сергій Федорович, д. с.-г. наук, професор – керівник НДР, Куценко Микола Ігорович, аспірант – відповідальний виконавець.

4. *Впровадження проводили в умовах* ПП «ГАЛЕКС-АГРО» с. Стрієва, Звягельський район, Житомирська область.

5. *Відповідальні за проведення впровадження:*
від Вінницького національного аграрного університету – Куценко М.І. – аспірант;

від господарства – головний агроном Карпишин О. В.

6. *Умови проведення впровадження:*

7. *Площа впровадження* – 8 га.

8. *Період проведення впровадження* – 09.04.2024 р. – 18.08.2024 р.

9. *Мета виробничого впровадження:* вивчити ефективність покращення агрохімічних показників дерново-підзолистого ґрунту за вирощування буркуну білого.

10. *Результати виробничої перевірки:*

За дворічного вирощування буркуну білого, як фіторемедіанта, вміст азоту легкогідролізованого у дерново-підзолистому ґрунті підвищився на 29,9 %. Кислотність ґрунту знизилася на 0,9 %. Вміст обмінного калію та рухомого фосфору знизився на 13,9 % та 18,2 % відповідно.

Автори НДР:



Сергій РАЗАНОВ
Микола КУЦЕНКО

Директор ПП «ГАЛЕКС-АГРО»



Олександр ЮЩЕНКО

АКТ
впровадження у виробництво результатів досліджень з оцінки
ефективності фіторемедіації радіоактивно забруднених ґрунтів

1. *Назва установи* – Вінницький національний аграрний університет Міністерства освіти і науки України.

2. *Назва НДР, що впроваджується* – Оптимізація способів підвищення якості і безпеки продукції рослинництва в умовах забруднення сільськогосподарських угідь Вінниччини різними токсикантами зумовленого інтенсифікацією галузі.

3. *Автори і НДР* – Разанов Сергій Федорович, д. с.-г. наук, професор – керівник НДР, Куценко Микола Ігорович, аспірант – відповідальний виконавець.

4. *Впровадження проводили в умовах* КСП «УКРАЇНА-ЧЕРНЯХІВ-1» смт. Черняхів, Житомирська обл.

5. *Відповідальні за проведення впровадження:*
від Вінницького національного аграрного університету – Куценко М. І. – аспірант;

від господарства – агроном Фещенко О. М.

6. *Умови проведення впровадження:*

7. *Площа впровадження* – 8 га.

8. *Період проведення впровадження* – 09.04.2024 р. – 18.08.2024 р.

9. *Мета виробничого впровадження:* визначити рівень ефективності фіторемедіації радіоактивно забруднених ґрунтів за вирощування еспарцету піщаного.

10. *Результати виробничої перевірки:*

Встановлено, що коефіцієнт накопичення надземною вегетативною масою та насінням еспарцету піщаного становив по – ^{137}Cs – 0,38 Бк/кг та 0,21 Бк/кг, ^{40}K – 1,74 Бк/кг та 1,2 Бк/кг, ^{226}Ra – 1,39 Бк/кг та 0,83 Бк/кг і ^{232}Th – 3,34 Бк/кг та 2,04 Бк/кг.

За вирощування еспарцету піщаного спостерігалось винесення з дерново-підзолистого ґрунту ^{137}Cs – 239660,3 Бк/га, ^{40}K – 2013694,8 Бк/га, ^{226}Ra – 62,086,5 Бк/га, ^{232}Th – 166712,5 Бк/га.

Автори НДР:

Сергій РАЗАНОВ

Микола КУЦЕНКО

Директор



Богдан МАКСИМЧУК