

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ІВАНО-ФРАНКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
НАФТИ І ГАЗУ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БАРАБАН КАТЕРИНА ІГОРІВНА

УДК 574:622.271.4(477.83)

ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ВУГІЛЬНИХ ВІДВАЛІВ
ЧЕРВОНОГРАДСЬКОГО ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ

Спеціальність 101 – Екологія
Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ К. І. Барабан

Науковий керівник Мандрик Олег Миколайович, доктор технічних наук,
професор

Івано-Франківськ 2025

АНОТАЦІЯ

Барабан К. І. Екологічне оцінювання вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 Екологія. Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, Івано-Франківськ, 2025.

Роботу виконано на кафедрі екології Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу Міністерства освіти і науки України. З дисертацією можна ознайомитись у бібліотеці Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу за адресою: 76019, м. Івано-Франківськ, вул. Карпатська, 15.

Дисертаційна робота спрямована на розв'язання важливого наукового завдання, що полягає в удосконаленні комплексу екологічно орієнтованих заходів з метою зниження техногенного навантаження відвалів гірничих порід та забезпечення екологічної безпеки у межах гірничопромислового регіону, відповідно до вимог Постанови КМ України «Про схвалення Концепції Державної цільової програми справедливої трансформації вугільних регіонів України на період до 2030 року».

У зв'язку зі зростанням обсягів відвалів, недосконалістю комплексного підходу до їх рекультивації, а також низькою ефективністю екологічного оцінювання їхнього впливу на довкілля, проблема потребує всебічного наукового розв'язання. З цією метою в дисертаційній роботі сформульовано та вирішено наступні завдання:

- проведено аналіз наукових джерел щодо теоретичних передумов визначення рівня екологічного впливу на довкілля досліджуваного вугільного басейну;
- визначено основні екологічні ризики та чинники впливу на екологічну безпеку Червоноградського гірничопромислового регіону;

- встановлено можливість надання екосистемних послуг техногенних об'єктів у досліджуваному гірничопромисловому регіоні після проведення фітомеліоративних заходів;
- визначено закономірності міграції забруднюючих речовин у ґрунтах породних відвалів та прилеглих територіях в межах об'єкту дослідження;
- визначено фізико-хімічні властивості стічних вод їх мінеральний склад у зоні впливу досліджуваного терикону Червоноградського гірничопромислового регіону;
- досліджено радіаційний фон, освітленість, температуру поверхні ґрунту, рівень ущільнення, кислотність ґрунту та відносну вологість повітря на досліджуваному породному відвалі;
- удосконалено біоіндикаційні методи оцінювання та теоретичні моделі прогнозування техногенної небезпеки породних відвалів за допомогою введення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності Червоноградського регіону;
- проведено кореляційно-регресійний аналіз для встановлення взаємозалежності комплексного впливу факторів забруднення на довкілля;
- побудовано картограми просторового поширення забруднюючих чинників об'єкту дослідження;
- побудовано фактичну картографічну модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ), яка слугує базовою основою для подальшого прогнозування екологічних змін на деградованих землях, порушених вугільною промисловістю.

У роботі проаналізовано основні екологічні чинники впливу на навколишнє середовище вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Вивчено міжнародний досвід рекультивації техногенно порушених територій вугільної промисловості. Охарактеризовано основні тенденції останніх років щодо раціонального природокористування та управління природними ресурсами антропогенно трансформованих територій.

Важливе місце у роботі відведено науково-методологічним основам щодо оцінювання наслідків впливу основних техногенних факторів на довкілля в

межах Червоноградського гірничопромислового району, а саме: наведено програму, структуру та методологічну схему дослідження, методологічні підходи щодо відбору та підготовки зразків субстратів і стічних вод у зоні техногенного впливу, фізико-хімічні характеристики радіаційного фону, освітленості, кислотності ґрунтів, рівень ущільнення, кислотності ґрунту та відносної вологості повітря на породних відвалах досліджуваного регіону.

Для проведення досліджень щодо екологічного оцінювання просторового забруднення у межах Червоноградського гірничопромислового району використовувались геоінформаційні методи. Проведено аналіз отриманих результатів основних показників забруднення породних відвалів за допомогою кореляційно-регресійного методу. Встановлено їхню взаємозалежність щодо впливу на біоту та оцінювання екологічних змін досліджуваного терикону.

У дисертаційній роботі визначено основні фізико-хімічні властивості екотопів породних відвалів Червоноградського гірничопромислового району, за результатами яких проведено екотоксикологічне оцінювання вмісту важких металів (марганцю, калію, магнію, кальцію) у породі та ґрунтах самого відвалу. Також досліджено фізико-хімічні властивості стічних вод породних відвалів, що дало змогу встановити екологічну залежність фітоценозу як основного показника рослинного покриву терикону. Адже виявлено підвищений вміст кальцію, що призводить до порушення кислотно-лужного балансу (рН), сприяє процесам луговіння, зміні фізико-хімічних властивостей ґрунту і як наслідок зниженню його родючості.

Тому у роботі запропоновано таксономічний аналіз та визначено структурно-кількісні характеристики фітоценозів техногенно дегастрованих ландшафтів на різних ділянках породного відвалу шахти «Межирічанська», що дало можливість встановити закономірності горизонтальної диференціації рослинного покриву.

За результатами досліджень у дисертаційній роботі запропоновано комплексні підходи екологічного оцінювання дегастрованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району. Дані підходи полягають у

екосистемному підході, екологічній реабілітації рекультивованих територій і визначенні фітомеліоративної ефективності рослинного покриву породних відвалів.

Таким чином, наукова новизна отриманих результатів полягає в отриманні нових концепцій щодо екологічного оцінювання вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Зокрема:

вперше:

- розроблено картографічні моделі просторового поширення забруднюючих факторів впливу на біоту для підвищення ефективності системи екологічного моніторингу;
- побудовано фактичну картографічну модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) із застосуванням ГІС-технологій, яка слугує базовою основою для подальшого прогнозування фіторекультиваційного потенціалу та екологічних змін на деградованих землях, порушених вугільною промисловістю.

Удосконалено:

- комплексний методологічний підхід екологічного оцінювання техногенного впливу породних відвалів Червоноградського гірничопромислового регіону шляхом впровадження коефіцієнта фітомеліоративної ефективності як кількісного індикатора адаптаційного потенціалу рослинного покриву, що підвищує інформативність біоіндикаційних методів у процесах рекультивації та фітомеліорації;
- теоретико-методологічні основи застосування екосистемного підходу до переформатування техногенно трансформованих ландшафтів, зокрема териконів, як інструменту екологічного оцінювання та екологічної реабілітації девастрованих територій.

Набули подальшого розвитку:

- підхід щодо використання кореляційно-регресійного аналізу для прогнозування екологічних змін, кількісного оцінювання ризиків техногенного навантаження та ефективність рекультиваційних заходів у зоні впливу вугільних

відвалів шляхом адаптації моделі до нових факторних змінних і оцінки взаємозв'язку між концентрацією забруднюючих речовин та фітомеліоративними властивостями рослинного покриву;

- методологічний підхід до аналізу структури рослинності техногенно трансформованих територій на основі таксономічного аналізу та структурно-кількісної характеристики фітоценозів для визначення етапів фітомеліоративної сукцесії;

- методичний підхід до побудови прогнозної картографічної моделі фітомеліоративної спроможності територій техногенного навантаження, який базується на інтеграції коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ), фізико-хімічних параметрів екотопу та просторового аналізу для визначення потенціалу природної ренатуралізації і пріоритетних напрямів фіторекультивациї.

Практичне значення отриманих результатів полягає у впровадженні теоретичних і експериментальних результатів досліджень для ВП «Шахта Відродження» ДП «Львіввугілля» з метою реалізації фітомеліоративних заходів. Результати використано для оцінювання геохімічного забруднення ґрунтів, стічних вод, рівня радіаційного фону та розрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності вугільних відвалів у рамках екологічного моніторингу в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну.

Результати досліджень упроваджені в освітній процес Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу при викладанні дисциплін: «Теорія та практика наукових екологічних досліджень» та «Екологічні ризики» для спеціальності 101 – Екологія.

Ключові слова: екологічна оцінка, вугільна галузь, відвали, важкі метали, забруднення ґрунтів, рекультивация, біорізноманіття, бази даних, ГІС технології, стічні води, відходи, коефіцієнт концентрації, довкілля, екологічна безпека.

Список публікацій здобувача

Публікації, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

1. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Оцінка перспективних екосистемних послуг планованої рекультивації териконів Львівсько-Волинського Вугільного басейну. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*, Т.14 (1), 2023. с. 23–32. ISSN: (online) 2522-9508, [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1\(27\)-23-32](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1(27)-23-32).
2. Baraban, K., Prykhodko, M. Ecological Safety of Soils from Abandoned Mines of the Lviv-Volyn Coal Basin (on the Example of Chervonohrad Mining and Industrial District). *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(11), 2024. 241–250. ISSN: 2719-7050, <https://doi.org/10.12912/27197050/192735>. (індексується в *Scopus*).
3. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Аналіз моніторингу важких металів у шахтних водах гірничопромислових районах Львівсько-Волинського вугільного басейну (на прикладі шахти Межирічанська ДП «Львіввугілля» м. Червоноград). *Науково-практичний журнал Екологічні науки*, №6 (57), 2024, с. 127- 133, ISSN: 2664-6110 (Online), <http://eco.j.dea.kiev.ua/archives/2024/6/21.pdf>.
4. Барабан К. І. Дослідження екологічної структури деревної рослинності та визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності терикона шахти “Межирічанська” Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науково-практичний журнал Збалансоване природокористування*, №1/2025, с. 127-135, ISSN: 2310-4678, <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324368>.

Публікації, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

1. Барабан К. І., Приходько М. М. Оцінка стану, якості і техногенного навантаження на складові довкілля Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого*

природокористування: Матер. Міжнар. наук. конф. за участю молодих науковців (м. Одеса, 21-22 вересня 2022 р.) 2022. С. 15–19.

2. Барабан К. І., Приходько М. М. Аналіз зарубіжного досвіду з біорекультивациі порушених земель та териконів. *Вплив виробництва, передачі, розподілу та використання електроенергії на навколишнє середовище: Зб. матер. Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 24-25 листопада 2022 р.)*. 2022. С. 124–126.

3. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Екосистемні послуги рекультивованих земель териконів. *Сталий розвиток Карпатського регіону: виклики та перспективи. Міжнародна «Карпатська школа–2023» (м. Київ, 22-23 лютого 2023 р.)*. 2023. С. 33–35.

4. Барабан К. І., Приходько М. М. Особливості впливу вугільної промисловості на компоненти довкілля та екологічна небезпека териконів. *Екологічна безпека держави: Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів (м. Київ, 20 квітня 2023 р.)*. 2023. С. 35–36

5. Барабан К. І., Приходько М. М. Раціональне використання порушених земель вугільною промисловістю. *Стратегії та перспективи розвитку України: природокористування, економіка та інформаційна освіта. Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 30 травня, 2023 р.)*. 2023. С. 75–77.

6. Барабан К. І., Приходько М. М. Біоіндикація девастрованих ґрунтів в зоні впливу териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України: Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф. студентів, аспірантів та молодих вчених (м. Харків, 2-3 листопада 2023 р.)*. 2023. С. 195–197.

7. Барабан К. І., Приходько М. М., Вагилевич Т. В. Визначення вмісту радіоактивних речовин у ґрунтах в межах впливу терикона шахти №2 «Червоноградська». *The 64th International scientific and practical conference “Science and Education” (1-2 February, 2024)*. Pegas Publishing, Canada, Ottawa. 2023. С. 83–85.

8. Baraban K. I. Environmental pollution caused by coal mines in the Chervonohrad mining district. *International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024)*. Scholarly Publisher ICSSH, 2024. P. 19–22.

9. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Характеристика геохімічного складу стічних вод відвалів вугільних шахт. *Екологічна безпека та раціональне природокористування: Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених (м. Житомир, 14 листопада 2024 р.)*. 2024. С. 133–134.

10. Барабан К. І. Екологічна оцінка териконів вугільних шахт Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну та їх вплив на довкілля. *Екологічна безпека в умовах війни: Матер. V Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Львів, 21 листопада 2024 р.)*. 2024. С. 5–8.

11. Мандрик О. М., Барабан К. І., Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності як індикатор стану техногенно порушених територій. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. X Міжнародний молодіжний конгрес. (м. Львів, 27-28 березня 2025 р.) 2025. С. 290

12. Барабан К. І., Мандрик О. М., Тирлич В. В., Кореляційно-регресійний аналіз впливу техногенних факторів на фітомеліоративну ефективність у межах Червоноградського гірничопромислового району, Міжнародна Карпатська Школа: весняна сесія (м. Косів, 1-5 травня 2025 р.) 2025. С. 120-124.

SUMMARY

Baraban K. I. Environmental Assessment of Coal Waste Dumps in the Chervonohrad Mining and Industrial Region. Qualification Research Manuscript. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 – Ecology. Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ivano-Frankivsk, 2025.

The dissertation was carried out at the Department of Ecology of the Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ministry of Education and Science of Ukraine. The dissertation is available at the library of the Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, address: 15 Karpatska St., Ivano-Frankivsk, 76019.

The dissertation addresses a significant scientific problem aimed at improving a system of environmentally oriented measures to reduce technogenic pressure from coal waste dumps and ensure environmental safety within the mining region. The research complies with the requirements of the Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine “On Approval of the Concept of the State Target Program for the Just Transformation of Coal Regions of Ukraine until 2030.”

Due to the increase in the volume of waste dumps, the imperfection of integrated reclamation approaches, and the low effectiveness of environmental impact assessment methods, the issue requires comprehensive scientific resolution. To this end, the following tasks were formulated and solved:

- analysis of scientific sources on the theoretical basis for assessing environmental impact levels in the studied coal basin;
- identification of major environmental risks and factors influencing the environmental safety of the Chervonohrad mining region;
- substantiation of the potential for ecosystem services provision by technogenic objects following phytomelioration;
- determination of pollutant migration patterns in soils of waste dumps and adjacent areas;

- identification of physicochemical properties and mineral composition of wastewater within the zone of influence of the studied coal waste dump;
- investigation of radiation background, light intensity, soil surface temperature, compaction level, soil pH, and relative air humidity at the studied waste dump;
- improvement of bioindication assessment methods and theoretical models for predicting technogenic hazards of coal waste dumps by introducing the phytomeliorative efficiency coefficient (PMEC) specific to the Chervonohrad region;
- implementation of correlation-regression analysis to establish interdependencies among pollution factors and their environmental impact;
- creation of cartograms of spatial distribution of pollution factors in the study area;
- development of a factual cartographic model of the spatial distribution of the phytomeliorative efficiency coefficient (PMEC), which serves as a foundation for forecasting ecological transformations on degraded post-mining lands.

The dissertation analyzes major environmental factors affecting the environment of coal waste dumps in the Chervonohrad mining region. It reviews international practices of reclamation of technogenically disturbed lands and outlines current trends in rational nature management and resource governance in anthropogenically transformed areas.

A significant focus is given to the scientific and methodological foundations of assessing the impact of key technogenic factors in the Chervonohrad region. The work details the research program, structure, and methodology, sample collection and preparation, and physical-chemical characteristics of the ecotopes in the area of influence.

GIS-based methods were used for assessing spatial contamination within the study area. A correlation-regression analysis of the pollution indicators was conducted to identify their environmental effects and interactions with vegetation.

The physical and chemical properties of ecotopes were evaluated, and the content of heavy metals (Mn, K, Mg, Ca) in rocks and soils was assessed. Elevated

calcium levels were found to disturb soil pH balance, promote alkalization, and reduce fertility.

A taxonomic analysis of phytocenoses was conducted across different zones of the Mezhyrichanska mine waste dump, allowing for the identification of horizontal differentiation patterns in vegetation structure.

Based on the study, integrated approaches to ecological assessment were proposed, involving an ecosystem-based framework, rehabilitation of reclaimed areas, and determination of the phytomeliorative efficiency of vegetation cover.

Scientific novelty lies in the development of new concepts for environmental assessment of coal dumps in the Chervonohrad region. Specifically:

for the first time:

- cartographic models of the spatial distribution of pollution factors affecting biota were developed to improve environmental monitoring systems;
- a factual cartographic model of PMEC was created using GIS technologies to forecast phytoremediation potential and ecological shifts on degraded lands.

Improved:

- a comprehensive methodological approach to ecological assessment by introducing PMEC as a quantitative indicator of vegetation adaptation potential;
- theoretical foundations for applying an ecosystem-based approach to the reformatting of technogenically transformed landscapes.

Further developed:

- correlation-regression analysis methods for predicting ecological change and evaluating the effectiveness of reclamation measures in mining areas;
- methodological approaches for analyzing vegetation structure and phytocenotic succession stages;
- a cartographic forecasting model for assessing phytomeliorative capacity based on PMEC, physicochemical parameters, and spatial analysis.

Practical significance lies in the implementation of research results at “Vidrodzhennia” Mine (Lvivvuhillia enterprise) for phytoremediation planning and

ecological monitoring of waste dump areas. Results were also integrated into the educational process at the Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas in courses such as "Theory and Practice of Environmental Research" and "Environmental Risks" (specialty 101 – Ecology).

Keywords: environmental assessment, coal industry, waste dumps, heavy metals, soil pollution, reclamation, biodiversity, databases, GIS technologies, wastewater, waste, concentration coefficient, environment, environmental safety.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ.....	17
ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1. ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЛЬВІВСЬКО- ВОЛИНСЬКОГО ВУГІЛЬНОГО БАСЕЙНУ	25
1.1 Оцінювання екологічної безпеки в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну.....	25
1.2 Основні чинники деградації довкілля Червоноградського вуглепромислового району	28
1.3 Міжнародний досвід рекультивації техногенно порушених територій вугільної промисловості	38
1.4 Раціональне природокористування та управління природними ресурсами антропогенно трансформованих територій	45
1.5 Фітомеліоративна ренатуралізація девастрованих ландшафтів гірничодобування.....	50
Висновки до Розділу 1.....	56
РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ, МАТЕРІАЛИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ	59
2.1 Розробка програми та структури досліджень техногенних об'єктів Червоноградського гірничопромислового району	59
2.2 Характеристика об'єкта дослідження	61
2.3 Методичні підходи до відбору та підготовки зразків субстратів, стічних вод у зоні впливу досліджуваних вугільних відвалів	65
2.3.1 Відбір і підготовка зразків субстратів.....	66
2.3.2 Методика відбору та підготовки проб стічних вод у зоні техногенного впливу.....	69
2.4 Фізико-хімічна характеристика компонентів довкілля у межах зони техногенного впливу териконів.....	71
2.4.1 Визначення радіаційного фону у зоні впливу техногенного об'єкту.....	72

2.4.2 Вимірювання рівня освітленості дослідних ділянок як мікрокліматичного показника.....	74
2.4.3 Кислотність ґрунту як індикатор техногенної трансформації середовища.....	76
2.4.4 Визначення відносної вологості повітря у межах зони впливу терикону.....	77
2.5 Проективне покриття рослинності як індикатор фіторегенерації породних відвалів.....	78
2.6 Біотестування фітотоксичних властивостей гірських порід породного відвалу за реакцією тест-культур.....	80
2.7 Кореляційно-регресійний аналіз екологічних показників породних відвалів.....	83
2.8 Геоінформаційні методи оцінювання просторового розподілу техногенного забруднення	87
Висновки до Розділу 2.....	96
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ЕКОТОПІВ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ЧЕРВОНОГРАДСЬКОГО ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ	97
3.1 Екотоксикологічне оцінювання вмісту важких металів у породі та ґрунтах у зоні впливу досліджуваного вугільного відвалу	97
3.2 Дослідження гідрохімічних характеристик стічних вод породного відвалу.....	111
3.3 Просторовий розподіл радіаційного фону на території техногенного ландшафту	127
3.4 Таксономічний аналіз та структурно-кількісна характеристика фітоценозів техногенно дегастрованих ландшафтів.....	132
3.5 Екологічна та морфофункціональна структура фітоценозів як адаптаційний показник рослинного покриву породного відвалу.....	149
3.6 Біоіндикаційне дослідження фітотоксичності субстратів породного відвалу шахти «Межирічанська».....	160
3.7 Дослідження мікрокліматичних та фізико-хімічних показників середовища та встановлення їх взаємозв'язків з фіторегенераційними процесами.....	168

Висновки до Розділу 3.....	180
РОЗДІЛ 4. РЕКОМЕНДАЦІЇ ТА ШЛЯХИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІРНИЧОДОБУВНОГО РЕГІОНУ.....	182
4.1 Екосистемний підхід та рекомендації щодо екологічної реабілітації рекультивованих територій вугільної промисловості.....	182
4.2 Дослідження фітомеліоративної ефективності рослинного покриву породних відвалів.....	193
4.3 Екологічні дослідження впливу териконів за допомогою кореляційно- регресійного аналізу.....	201
4.4 Розроблення рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки.....	213
Висновки до Розділу 4.....	217
ВИСНОВКИ.....	219
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	221
ДОДАТКИ.....	244

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ

КФЕ	- коефіцієнт фітомеліоративної ефективності
ЄС	- європейський союз
ГДК	- граничнодопустима концентрація
ЕБ	- екологічна безпека
ВМ	- важкі метали
ПЕД	- потужність еквівалентної дози
ГІС	- геоінформаційні системи
БУВР	- басейнове управління водних ресурсів
ДСТУ	- державний стандарт України
ISO	- International Organization for Standardization

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження

Сучасні екологічні виклики, пов'язані з інтенсивною діяльністю вугільної промисловості, зумовлюють необхідність наукового осмислення наслідків техногенного навантаження на довкілля. Одним із найбільш небезпечних джерел вторинного забруднення залишаються породні відвали (терикони), які є результатом тривалої експлуатації шахт і не піддаються належній рекультивації. Особливої актуальності це питання набуває у Червоноградському гірничопромисловому районі, де відсутність системного підходу до реабілітації порушених територій спричиняє деградацію ґрунтів, забруднення водних ресурсів і втрати біорізноманіття.

На сьогодні спостерігається недостатність ефективних методів інтегрованого екологічного оцінювання стану таких об'єктів. Крім того, питання використання біоіндикаційних та фітомеліоративних підходів для екологічного оцінювання та реабілітації деградованих територій в умовах сьогодення досі недостатньо висвітлене в наукових джерелах. Це зумовлює потребу в удосконаленні існуючих і впровадженні нових методологічних підходів, зокрема із застосуванням геоінформаційних технологій, картографічного аналізу та кореляційно-регресійного моделювання.

У зв'язку з цим вибір теми «Екологічне оцінювання вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району» є обґрунтованим, актуальним та відповідає сучасним науковим і практичним запитам у галузі екології. Тематика дослідження узгоджується з положеннями державних програм екологічної безпеки та справедливої трансформації вугільних регіонів України до 2030 року. Реалізація результатів роботи сприятиме зниженню техногенного навантаження, збереженню природного середовища і розвитку фіторекультиваційного потенціалу територій.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертація виконана у пріоритетних напрямках державної політики у сфері охорони

довкілля та раціонального використання природних ресурсів, що визначені Гірничим Законом України, Постановою Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції Державної цільової програми справедливої трансформації вугільних регіонів України на період до 2030 року».

Мета дисертаційної роботи - удосконалення науково обґрунтованих підходів та практичних рекомендацій під час оцінювання вугільних відвалів щодо підвищення рівня екологічної безпеки Червоноградського гірничопромислового району.

Для досягнення мети у роботі було сформульовано перелік завдань, серед яких:

- провести аналіз наукових джерел щодо теоретичних передумов екологічного оцінювання та екологічної безпеки Червоноградського гірничопромислового району;
- визначити основні екологічні ризики та чинники впливу на екологічну безпеку у Червоноградському гірничопромисловому регіоні;
- обґрунтувати потенціал надання екосистемних послуг техногенними об'єктами (териконами) після проведення фітомеліоративних заходів;
- встановити закономірності міграції забруднюючих речовин у ґрунтах породних відвалів та прилеглих територій в межах об'єкту дослідження;
- визначити фізико-хімічні властивості стічних вод териконів, їх мінеральний склад у зоні впливу досліджуваного терикону Червоноградського гірничопромислового регіону;
- дослідити радіаційний фон, освітленість, температуру поверхні ґрунту, рівень ущільнення, кислотність ґрунту та відносну вологість повітря на досліджуваному об'єкті;
- удосконалити біоіндикаційні методи оцінювання техногенної небезпеки та теоретичні підходи до прогнозування фітомеліоративного потенціалу деградованих ландшафтів шляхом розрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ);

- застосувати методи кореляційно-регресійного аналізу для виявлення взаємозв'язків між параметрами екосистеми та впливом забруднення на стан біоти;

- розробити картографічні моделі просторового поширення забруднюючих чинників у межах досліджуваних териконів Червоноградського гірничопромислового району;

- розробити картографічну модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) для виявлення пріоритетних ділянок фіторекультивациї в межах техногенно трансформованих територій.

Об'єкт дослідження – процеси техногенного навантаження териконів Червоноградського гірничопромислового району на екосистему, рекультиваційні та фітомеліоративні заходи деастрованих ландшафтів (териконів), а також науково обгрунтовані підходи щодо їх екологічної реабілітації.

Предмет дослідження – чинники та закономірності екологічної небезпеки гірничодобувного регіону, а також рекультивација та фітомеліорација териконів вугільних шахт.

Методи дослідження. Під час проведення досліджень застосовано такі методи: загальнонаукові (спостереження); флористичні (дослідження структури рослинності породних відвалів); ґрунтознавчі (дослідження поверхневого шару териконів); фітоценотичні (польові і лабораторні); біоіндикаційні (встановлення токсичності едафотопів за допомогою використання тест-організмів); хімічні (дослідження вмісту важких металів у ґрунтах та у стічних водах в межах впливу териконів вугільних шахт); математико-статистичні (опрацювання отриманих даних). Програмне забезпечення – *Surfer, MS Excel, MS Visio*.

Наукова новизна отриманих результатів.

Вперше:

- створено картографічні моделі просторового поширення забруднюючих факторів впливу на біоту для підвищення ефективності системи екологічного моніторингу;

- побудовано фактичну картографічну модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) із застосуванням ГІС-технологій, яка слугує базовою основою для подальшого прогнозування фіторекультивацийного потенціалу та екологічних змін на деградованих землях, порушених вугільною промисловістю.

Удосконалено:

- комплексний методологічний підхід екологічного оцінювання техногенного впливу породних відвалів Червоноградського гірничопромислового регіону, шляхом впровадження коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) як кількісного індикатора адаптаційного потенціалу рослинного покриву, що підвищує інформативність біоіндикаційних методів у процесах рекультивації та фітомеліорації;

- теоретико-методологічні основи застосування екосистемного підходу до переформатування техногенно трансформованих ландшафтів, зокрема териконів, як інструменту екологічного оцінювання та екологічної реабілітації територій.

Набули подальшого розвитку:

- підхід щодо використання кореляційно-регресійного аналізу для прогнозування екологічних змін, кількісного оцінювання ризиків техногенного навантаження та ефективність рекультивацийних заходів у зоні впливу вугільних відвалів шляхом адаптації моделі до нових факторних змінних і оцінки взаємозв'язку між концентрацією забруднюючих речовин та фітомеліоративними властивостями рослинного покриву;

- методологічний підхід до аналізу структури рослинності техногенно трансформованих територій на основі таксономічного аналізу та структурно-кількісної характеристики фітоценозів для визначення етапів фітомеліоративної сукцесії;

- методичний підхід до побудови прогнозної картографічної моделі фітомеліоративної спроможності територій техногенного навантаження, який базується на інтеграції коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ),

фізико-хімічних параметрів екотопу та просторового аналізу для визначення потенціалу природної ренатуралізації і пріоритетних напрямів фіторекультивуації.

Практичне значення отриманих результатів полягає у впровадженні теоретичних і експериментальних результатів досліджень для ВП «Шахта Відродження» ДП «Львіввугілля» з метою реалізації фітомеліоративних заходів. Результати використано для оцінювання геохімічного забруднення ґрунтів і стічних вод, рівня радіаційного фону та розрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності вугільних відвалів у рамках екологічного моніторингу в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну (Додаток А).

Результати досліджень упроваджені в освітній процес Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу при викладанні дисциплін: «Теорія та практика наукових екологічних досліджень» та «Екологічні ризики» для спеціальності 101 – «Екологія». (Додаток Б).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є завершеною науковою працею та є самостійним дослідженням аспіранта, що має наукове та практичне значення. Вона є результатом наукових досліджень аспіранта. Автором розроблено програму та завдання досліджень. Усі наукові ідеї, положення і результати теоретичних досліджень дисертації розроблені, сформульовані та отримані автором у період з 2021 до 2025 років.

Апробація матеріалів дисертації. Основні положення і результати дисертаційної роботи та окремі результати досліджень доповідались на конференціях різних рівнів, а саме: Міжнародній науково-практичній конференції за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування» (м. Одеса, 2022 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Вплив виробництва, передачі, розподілу та використання електроенергії на навколишнє середовище» (м. Івано-Франківськ, 2022 р.); Міжнародній конференції «Карпатська школа–2023» «Сталий розвиток Карпатського регіону: виклики та перспективи» (м. Київ, 2023 р.); XVII Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених і

студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 2023 р.); XVII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Стратегії та перспективи розвитку України: природокористування, економіка та інформаційна освіта» (м. Івано-Франківськ, 2023 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України» (м. Харків, 2023 р.); 64th International scientific and practical conference «Science and Education» (Canada, Ottawa, 2023 р.); International scientific-practical conference «Science, education and society: trends, challenges, prospects» (Aarhus, Denmark, 2024 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції здобувачів вищої освіти та молодих учених «Екологічна безпека та раціональне природокористування» (м. Житомир, 2024 р.); V Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека в умовах війни» (м. Львів, 2024 р.); X Міжнародному молодіжному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 27-28 березня 2025 р.); Міжнародна Карпатська Школа: весняна сесія (м. Косів, 1-5 травня 2025 р.).

Публікації. За результатами досліджень опубліковано 16 наукових праць, а саме: 4 - наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації (1 з них опублікована в наукометричному журналі бази даних Scopus); 12 - наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації.

Структура та обсяг дисертації.

Дисертаційна робота викладена на 220 сторінках друкованого тексту. складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел, що містить 196 найменувань, та 6 додатків. Робота ілюстрована 32 таблицями, 63 рисунками та картографічними матеріалами.

У першому розділі розглянуто проблеми екологічної безпеки в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну, визначено основні джерела антропогенного навантаження, а також узагальнено міжнародний досвід рекультивации порушених територій.

Другий розділ присвячений характеристиці об'єктів дослідження та методології виконання експериментальних робіт, зокрема описано методи біоіндикації, оцінювання мікрокліматичних показників, відбору проб, фізико-хімічного аналізу субстратів і стічних вод, а також геоінформаційного моделювання.

У третьому розділі представлено результати оцінювання екотоксикологічного стану техногенно трансформованих територій, проаналізовано структуру рослинного покриву. Розроблено картографічні моделі просторового розподілу забруднюючих речовин та вмісту важких металів об'єктів дослідження. Проведено кореляційно-регресійний аналіз мікрокліматичних показників для встановлення взаємозв'язків з КФЕ.

У четвертому розділі запропоновано комплексний екосистемний підхід до оцінювання та реабілітації деградованих ландшафтів. Здійснено розрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності, побудовано прогнозовану картографічну модель фітомеліоративної спроможності територій. Розроблено рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки Червоноградського гірничодобувного регіону.

Загальні висновки дисертації відображають основні наукові положення та результати дослідження.

РОЗДІЛ 1. ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЛЬВІВСЬКО-ВОЛИНСЬКОГО ВУГІЛЬНОГО БАСЕЙНУ

1.1 Оцінювання екологічної безпеки в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну

Львівсько-Волинський вугільний басейн - це один з ключових регіональних вугільних басейнів України. Основними аспектами досліджуваного вугільного басейну є географічне розташування, вугільні родовища, видобуток вугілля, екологічний, економічний та соціальний аспекти.

Початок розробки родовищ Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну припадає на 1950-ті роки. На сьогоднішній день видобуток вугілля здійснюється у трьох основних родовищах басейну: Межирічанському, Забузькому та Волинському. Загальна площа території басейну становить близько 10 000 км² [32, 62].

Площа окремих териконів варіюється в межах від 0,08 - 0,10 до 0,29 - 0,35 км². Освоєння Львівсько-Волинського вугільного басейну здійснювалося з істотними порушеннями природоохоронних вимог, зокрема шляхом скидання шахтних вод безпосередньо у водні об'єкти. Проектування та реалізація гірничопромислової інфраструктури часто виконувалися з відхиленнями від екологічних нормативів, без належної оцінки впливу на геологічне середовище, що спричинило масштабне забруднення природних екосистем [25, 33].

Видобуток вугілля відіграє стратегічну роль у забезпеченні енергетичної безпеки як на регіональному, так і на національному рівнях, особливо в умовах воєнного стану та в період післявоєнної відбудови. Вугілля є важливим енергоресурсом, що використовується для функціонування теплоелектростанцій, електроенергетичних систем і промислових підприємств.

Проте видобуток і використання корисних копалин повинні супроводжуватися належними екологічними стандартами, оцінюванням та управлінням для збереження природного середовища.

Басейн розташований у західній частині України і охоплює частини Львівської, Волинської та Рівненської областей. Вугільні поклади басейну складаються з вугільних пластів різних рівнів якості та вуглецевмісту. Ці пласти є різні за товщиною, властивостями вугілля і глибиною залягання [30, 107].

Географічне розташування Львівсько-Волинського басейну визначається природними умовами Західної України, включаючи рівнинні та лісисті області. Басейн переважно розташований на рівнинних теренах, але на деяких ділянках зустрічаються невеликі взгір'я, що забезпечує відносно легкий доступ до вугільних родовищ. Такі рельєфні особливості потребують планування і управління екологічною безпекою для забезпечення безпеки та збереження довкілля [78, 29].

У регіоні також спостерігаються підземні структури, такі як шахти і тунелі, пов'язані з гірничодобувною діяльністю, що впливають на геологічну стійкість рельєфу та проведення місцевих гірничих операцій.

Такі характеристики рельєфу мають важливе значення при плануванні та управлінні вугільним видобутком, оскільки вони впливають на доступність родовищ, інфраструктуру, екологічні виклики та безпеку гірничодобувних операцій у Львівсько-Волинському вугільному басейні [97].

Регіон розташований у помірному кліматичному поясі і має чітко виражені сезони. Тут переважають теплі літа та холодні зими, що впливає на природу та господарську діяльність. Природна рослинність регіону - це ліси, луки, болота та природні заповідники. Рослинність цієї місцевості є важливою для екологічного оцінювання впливу на біорізноманіття та екосистеми регіону.

Басейн має різноманітні типи ґрунтів, включаючи лісові, чорноземи, сіроземні та інші види, що впливає на сільське господарство та природну рослинність. Різноманітність ґрунтів в регіоні важлива для ведення сільського господарства, а також для визначення придатності території для різних господарських видів діяльності [27, 98, 168, 82].

На території Львівсько-Волинського вугільного басейну розташовано кілька річок, які протікають через його територію та розташовані неподалік від

нього. Ці водні потоки мають важливе значення для регіону, зокрема для водопостачання та екологічного балансу [31].

Річка Західний Буг протікає південними околицями Львівсько-Волинського вугільного басейну, формуючи частину природного кордону між Україною та Польщею. Незважаючи на відсутність судноплавної функції у межах басейну, її екологічне значення є важливим у контексті оцінювання впливу гірничодобувної діяльності на транскордонні водні ресурси.

Окрім річки Західний Буг територією Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну протікають також менші водні потоки та річки, зокрема Солокія та Рата, які живляться переважно атмосферними опадами (дощовими та сніговими водами) і формують локальну гідромережу, важливу для водопостачання, дренажу та підтримання гідрологічного балансу території.

Досліджуваний вугільний басейн розташований на заході України, поблизу кордону з Польщею, що забезпечує зручне сполучення з основними транспортними магістралями та сприяє розвитку видобутку й транспортування вугілля. Така локація має важливе стратегічне значення для видобутку та транспортування вугілля, особливо для забезпечення енергетичних потреб регіону та країни в цілому [21, 33].

Природна рослинність та біорізноманітність є важливими факторами для відновлення та реабілітації териконів у Львівсько-Волинському вугільному басейні та інших регіонах [17]. Ось чому це важливо:

1. Відновлення екосистеми: природна рослинність використовується для відновлення різних типів териконів. Фітобіота допомагає в стабілізації ґрунту, покращуючи його якість, а також сприяє процесам біологічного очищення.
2. Очищення повітря та води: природна рослинність вбирає деякі забруднюючі речовини з атмосфери і землі, допомагаючи зменшити забруднення повітря та водних ресурсів у регіоні.
3. Збереження біорізноманітності: відновлення флори сприяє збереженню біорізноманітності регіону.

4. Покращення життєдіяльності: біорізноманітність і природні ландшафти створюють можливості для рекреації та туризму, економічні вигоди для територіальної громади.

5. Сприяння розвитку регіону: управління та збереження природної рослинності і біорізноманітності є невід’ємною складовою забезпечення сталого розвитку та підвищення рівня екологічної безпеки в зоні впливу териконів.

Таким чином, Львівсько-Волинський вугільний басейн, як один із ключових вуглевидобувних регіонів України, характеризується складними геоекологічними умовами, зумовленими інтенсивною гірничою діяльністю, трансформацією ландшафтів і порушенням гідрологічного балансу. Комплексне екологічне оцінювання природно-ресурсного потенціалу, кліматичних умов, геоморфологічних особливостей і антропогенних навантажень на довкілля дозволяє окреслити стратегічні напрямки екологічного управління. Рациональне використання природних ресурсів, збереження біорізноманіття та відновлення деградованих територій повинні стати пріоритетами сталого розвитку басейну, що передбачає інтеграцію екосистемного підходу та сучасних інструментів фіторекультиваци у систему екологічної безпеки регіону.

1.2 Основні чинники деградації довкілля Червоноградського вуглепромислового району

У наш час багато вітчизняних та закордонних науковців присвятили свої праці щодо проблем та питань екологічної безпеки відвалів вугільних шахт [17, 19, 26, 28, 32, 34, 38, 57, 63, 68, 72, 77, 91, 115, 122].

На сучасному етапі екологічна ситуація на території Львівсько-Волинського вугільного басейну залишається незадовільною. Інтенсивний техногенний вплив, зумовлений багаторічною діяльністю у сфері видобутку вугілля, спричиняє зростання рівня захворюваності серед населення та провокує негативні зміни в природних екосистемах регіону. Одним із основних чинників

такого впливу залишаються гірничі відвали (терикони), навіть попри суттєве скорочення обсягів видобутку у порівнянні з попередніми періодами.

Гірничодобувна промисловість має суперечливий вплив на життя людини та навколишнє середовище. З одного боку - це забезпечення соціально-економічного розвитку регіону та країни, з іншого - це погіршення стану навколишнього середовища і в результаті якості життя населення. Ключовим аспектом, який слід враховувати під час формування стратегічних напрямів розвитку вугільної промисловості України, є екологічне навантаження, зумовлене виробничими процесами на всіх стадіях експлуатації шахт [23].

На сучасному етапі вугледобувної діяльності виникли так звані депресивні гірничодобувні райони, серед яких виділяється безпосередньо Червоноградський гірничопромисловий район. Основним чинником дестабілізації екологічної ситуації в досліджуваному регіоні є діяльність гірничодобувних підприємств, наслідки функціонування яких прямо або опосередковано впливають на стан довкілля та якість життя місцевого населення [92, 183].

Шкідливий вплив завдається довкіллю не лише безпосередньо у процесі видобутку вугілля, але упродовж багатьох років після його завершення. Джерелом забруднення компонентів довкілля є самі породні відвали, які займають великі площі родючих земель та негативно впливають на біоту [163].

У досліджуваному районі внаслідок видобувної діяльності відбувається деформація земної поверхні, зростає концентрація забруднюючих компонентів в атмосферному повітрі (зокрема токсичного пилу, шкідливих газів та продуктів хімічних реакцій), фіксуються явища підтоплення та засолення ґрунтів, спостерігається забруднення водного середовища, а також загострюються соціально-економічні диспропорції, що сприяє формуванню депресивних зон. Одним із критичних екологічних наслідків є зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття, аж до процесів опустелювання [24, 161].

Ускладнює цю ситуацію відсутність або недостатній рівень екологічного оцінювання та фінансування природоохоронних заходів, незважаючи на модернізацію вугледобувної галузі.

У чинному законодавстві України, а також у національних і регіональних звітах про стан навколишнього природного середовища, породні відвали не розглядаються як стаціонарні джерела забруднення, виходячи з того, що вони є джерелами викидів токсичних речовин, подібних за складом до тих, які притаманні таким об'єктам. У деяких випадках відвали класифікуються як відходи гірничого виробництва з найнижчим рівнем небезпеки.

Суттєвою екологічною проблемою також є неконтрольовані трансформації стану відвалів, обумовлені впливом як ендегенних, так і екзогенних факторів [79, 41, 54].

Екологічна загроза породних відвалів, зумовлена комплексом чинників, серед яких ключову роль відіграють хімічна та мінералогічна структура техногенних порід, специфіка фізико-хімічних трансформацій як ендегенного, так і екзогенного характеру, а також кліматичні, гідрогеологічні й геоморфологічні умови середовища. Кожен відвал, залежно від географічного положення та інженерно-геологічних особливостей, виявляє індивідуальні морфологічні та екологічні характеристики, що зумовлюють його специфічний негативний вплив як на компоненти довкілля, так і на стан здоров'я населення. Ступінь та характер впливу цього техногенного геосистемного об'єкта визначаються просторовим розміщенням і чутливістю об'єктів-приймачів впливу [107, 108].

На території Львівсько-Волинського вугледобуваного басейну сконцентровано значну кількість техногенних утворень, що виникли внаслідок діяльності вугільних шахт, зокрема у Червоноградському районі, де розміщені об'єкти акумуляції гірничих відходів, включаючи відвали твердих промислових залишків та продукти (рис. 1.1).

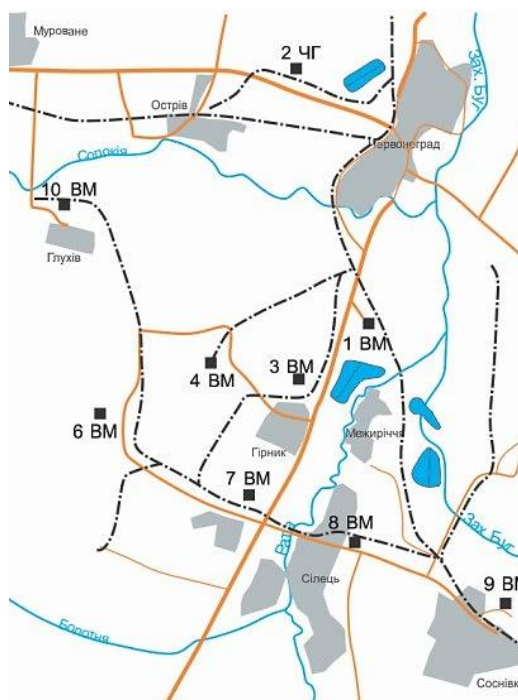


Рисунок 1.1 - Карта-схема Червоноградського гірничопромислового району (за Войтович С. П.) [30]

Вугільні відвали досліджуваного регіону характеризуються середнім рівнем засоленості (до 1%), що зумовлює хімічну трансформацію гідрогеологічного середовища [131]. Для підземних вод, розташованих у зоні впливу гірничих відвалів, характерна переважно сульфатно-магнієво-натрієва та сульфатно-хлоридно-магнієва типологія забруднення. Вміст сульфатів, магнію, натрію та хлоридів у водному середовищі суттєво перевищує природний геохімічний фон у 7 - 10 разів. За результатами гідрохімічного моніторингу ідентифіковано дві зони впливу: зона інтенсивної трансформації з надвисоким рівнем контамінації (перевищення гранично допустимих концентрацій у 50 і більше разів) та зона помірного впливу, де спостерігається зростання окремих специфічних показників у 2 - 3 рази [124].

Процеси вилуговування гірничих порід териконів, відвальних масивів і шлаконакопичувачів, сприяють інфільтрації токсичних компонентів у педосферу та водоносні горизонти. Інтенсивність техногенного впливу зумовлена рівнем природного захисту підземних вод, геохімічними параметрами ландшафту, а

також структурно-тектонічними характеристиками геологічної будови регіону. У межах досліджуваної території зона аерації представлена четвертинними лесовими, флювіогляціальними та алювіальними відкладами, що, завдяки високій водопроникності, виступають ефективними каналами для міграції хімічних елементів у глибші гідрогеологічні структури [22, 25, 39, 132, 188].

Інтенсивна експлуатація шахтного водовідливу призводить до істотного зниження рівня підземних вод у прилеглих до гірничих об'єктів територіях, а в зоні впливу масштабних кар'єрних розробок спостерігається повна деградація водоносних горизонтів, що супроводжується локальним осушенням підземного водного режиму території [71].

Серйозне екологічне занепокоєння викликає ризик повного або часткового зникнення малих водотоків, а також трансформація гідрографічної мережі внаслідок просідання земної поверхні, що призводить до зникнення наявних русел та формування нових. Водні об'єкти, до яких здійснюється скид мінералізованих і техногенно забруднених шахтних вод, втрачають здатність до природного самоочищення, що порушує екологічну рівновагу водних екосистем. У межах зони аерації фіксуються незворотні зміни гідрологічного режиму ґрунтів, зокрема зниження вологості, що потенційно призводить до деградації біоценозів і зникнення окремих видів флори та фауни [172].

Наступною з ключових екологічних проблем Червоноградського гірничопромислового району є забруднення атмосферного повітря, що зумовлене діяльністю вугільних шахт і теплоенергетичних підприємств. Основними джерелами викидів є процеси видобутку, транспортування та спалювання вугілля, що супроводжуються викидами твердих частинок, аерозольних сполук, а також газоподібних компонентів, зокрема діоксиду сірки (SO_2), діоксиду азоту (NO_2) і діоксиду вуглецю (CO_2) [89, 103].

У результаті цих процесів у повітря потрапляють частинки пилу з різним ступенем токсичності, а також гази, які негативно впливають на мікроклімат, знижують якість повітря, погіршують видимість та спричиняють дискомфортні запахи, особливо в зоні інтенсивного гірничого навантаження. Крім того,

аерозольні частинки, утворені внаслідок промислових процесів, можуть впливати не лише на прозорість атмосфери, але й на локальні зміни атмосферного тиску та загальний хімічний склад повітря [170].

Особливу загрозу становлять процеси самозаймання або тління відвалів, при яких вивільняються гази з підвищеним вмістом токсичних компонентів. На даний час не спостерігаються відвали, що горять.

У регіонах, де спостерігається систематичне перевищення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин, проживає значна частина населення, і це посилює соціально-екологічну напруженість, зумовлює необхідність впровадження заходів з охорони атмосферного повітря.

Основними джерелами такого забруднення є стаціонарні викиди, які поділяються на організовані та неорганізовані. До організованих джерел належать об'єкти, обладнані системами уловлювання пилу та газів, що дозволяє регулювати технологічні процеси з метою зниження шкідливих викидів. До таких об'єктів відносяться промислові та комунальні котельні, обладнання пароводяних котлів, установки збагачувальних фабрик, вуглевисушувальні системи та інші елементи енерготехнологічної інфраструктури [114, 63].

Неорганізовані джерела, навпаки, характеризуються відсутністю можливості регулювання обсягів викидів або їх ефективного контролю. До цієї категорії належать відкриті породні відвали (особливо ті, що піддаються самозайманню), відкриті технологічні лінії на збагачувальних підприємствах, а також дизельна й важка транспортна техніка, що експлуатується на відвальних територіях. Їх вплив на атмосферу є складним для моніторингу та регулювання, що посилює екологічні ризики в межах регіону (табл. 1.1) [89, 108, 185].

Обсяги викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря сягають десятків тисяч тонн щорічно. У структурі техногенного навантаження домінують сірчаний ангідрид (SO_2), оксиди вуглецю (CO , CO_2), оксиди азоту (NO_x), тверді частинки пилу та сажа, які становлять основну масу забруднюючих компонентів. Перевищення ГДК важких металів становить 1,1 - 2,36 разів [26, 38, 85].

Частки РМ 2.5 (частки з діаметром менше 2,5 мікрметрів) та РМ 10 (частки з діаметром менше 10 мікрметрів) є особливо небезпечними для здоров'я, оскільки можуть потрапити глибоко в легені та призводити до серйозних захворювань. Найпоширенішим серед працівників вугільної промисловості є силікоз.

Таблиця 1.1 - Середня концентрація хімічних елементів у вугіллі та вугленосних породах Червоноградського гірничопромислового району [95]

Хімічні елементи	Вугілля, г/т	Вугленосні породи, г/т	Хімічні елементи	Вугілля, г/т	Вугленосні породи, г/т
Ba	399	351	Pb	9,5	21
Be	3,3	7,2	Sc	11	25
Bi	–	0,9	Sn	0,8	2,8
Co	62	14	Sr	248	177
Cr	16	108	Ti	939	3777
Cu	64	27	V	37	85
Ga	6,7	15,5	Y	24	17
Mn	164	620	Yb	2,9	1,9
Mo	4,2	2,2	Zn	24	93
Ni	18	30	Zr	50	165
P	597	563	W	–	1,8

Терикони виділяють в атмосферу такі гази, як метан (CH_4) і вуглекислий газ (CO_2). Метан належить до високоефективних парникових газів, що істотно впливає на зміну кліматичних умов, тоді як вуглекислий газ (CO_2) відіграє провідну роль у процесах глобального потепління та є ключовим чинником зростання парникового ефекту.

У світлі зростаючої стурбованості міжнародної спільноти щодо змін клімату, нещодавно на 29-й Конференції Сторін Рамкової конвенції ООН про зміну клімату (COP29) у 2024 році було підкреслено необхідність зменшення викидів парникових газів, зокрема метану як ключового елементу для досягнення цілей Паризької угоди. Це свідчить про те, що питання утилізації й контролю викидів з техногенних об'єктів, зокрема териконів, стає стратегічно

важливим не лише для національного, а й для глобального екологічного безпекового порядку денного [138, 113].

Ще одним з негативних факторів є перенесення вітром часток пилу та газів з териконів на великі відстані, впливаючи на якість повітря прилеглих районів.

Особливо важливими для зниження рівня забрудненості повітря та скорочення обсягів шкідливих викидів є систематичне екологічне оцінювання, впровадження моніторингових програм, а також застосування новітніх технологій, результати яких сприяють поступовому переходу до екологічно чистих джерел енергії.

З метою запобігання самозайманню териконів і породних відвалів у практиці використовуються методи перешаровування вуглевмісних порід інертними матеріалами, такими як глина та пісок. Проте, незважаючи на ці заходи, загальний стан атмосферного повітря в межах Червоноградського вуглевидобувного району залишається незадовільним [102, 169, 90].

Очікувалося, що закриття частини шахт сприятиме покращенню екологічної ситуації, однак наразі передчасно говорити про істотну мінімізацію техногенного навантаження. На території басейну продовжують функціонувати численні об'єкти вугільної промисловості, які з техніко-технологічних причин і надалі здійснюють негативний вплив на довкілля.

Отже, терикони сприяють відкладенню забруднень в атмосферних осадах, таким чином забруднюючи інші компоненти довкілля.

Однією з основних проблем є втрата родючого верхнього шару ґрунту під час будівництва (нашарування породних відвалів) і експлуатації териконів. Це веде до великих втрат для земель сільськогосподарського сектору. Обробка та утилізація відходів вугільної гірничодобувної і енергетичної промисловості призводить до забруднення ґрунту та ґрунтових вод. Контамінація ґрунтового покриву внаслідок впливу породних відвалів (териконів) становить суттєву екологічну загрозу, оскільки спричиняє деградацію ґрунтових властивостей і порушення природної рівноваги геоекосистем [86, 104, 171].

Важкі метали, такі як свинець, кадмій, ртуть, інші органічні сполуки та токсичні хімікати, що містяться у териконах, потрапляючи в ґрунт впливають на його якість та призводять до забруднення ґрунтів цими токсичними речовинами.

Новоутворені техногенні матеріали, що акумулюються у складі породних відвалів, характеризуються зміненими фізико-хімічними властивостями порівняно з природним ґрунтовим покривом. Їх специфічна структура та хімічний склад впливають на морфологію і функціональність ґрунту. Зокрема, зростання пористості сприяє інтенсивнішій інфільтрації атмосферної вологи, що, у свою чергу, прискорює вилуговування макро- та мікроелементів, а також токсичних сполук у глибші горизонти ґрунту. Такий процес зумовлює забруднення підземних вод, створюючи потенційні ризики для систем водопостачання та загального екологічного балансу регіону [130].

Підвищений рівень техногенного навантаження на довкілля досліджуваного геолого-промислового району обумовлений інфільтрацією висококонцентрованих дренажних вод із територій териконів і породних відвалів у ґрунтовий профіль, що сприяє подальшому перенесенню контамінантів у поверхневі, ґрунтові та підземні води. У періоди атмосферних опадів і танення снігового покриву води активно проникають крізь тіла териконів, мобілізуючи й виносячи з них шкідливі хімічні сполуки. Ці процеси призводять до змін у гідрологічному режимі території, зокрема до зростання обсягів поверхневого стоку та підвищення рівнів ґрунтових і підземних вод.

Погіршення якості підземних вод робить їх непридатними для використання у питному водопостачанні або сільському господарському зрошенні [147, 39, 54, 76].

Варто підкреслити, що в межах експлуатаційної зони вугільних шахт спостерігається стійка тенденція до підвищення рівня радіаційного фону, що має негативний вплив на компоненти природного середовища та екологічну безпеку регіону. Основними чинниками зростання радіаційного навантаження є присутність природних радіонуклідів, зокрема урану, торію та їхніх дочірніх продуктів розпаду, у вугленосних породах і техногенних відходах. У процесі

гірничих робіт ці елементи вивільняються з геологічних утворень і потрапляють у навколишнє середовище, зумовлюючи локальне накопичення іонізуючого випромінювання [91, 92].

Техногенний вплив охоплює не лише компоненти природного середовища, а й впливає на здоров'я місцевого населення.

Зокрема, негативний вплив териконів на здоров'я людини є складною багатофакторною проблемою, що визначається хімічним складом відвалів, рівнем забруднення, тривалістю впливу (експозиції) та ефективністю впроваджених заходів щодо зниження екологічних ризиків.

Вдихання забруднюючих речовин викликає у людей респіраторні проблеми, такі як кашель, запаморочення, впливає на стан дихальної системи мешканців, особливо дітей, літніх людей та осіб із захворюваннями дихальних шляхів [38, 63, 101].

Забруднене повітря підвищує ризик серцево-судинних захворювань, включаючи інфаркти і інсульты. Шкідливі частки і гази можуть впливати на кровообіг і збільшувати ризик кардіологічних проблем. Погіршення якості повітря може призводити до збільшення смертності серед населення, особливо серед груп ризику [58].

Для зменшення впливу териконів на здоров'я людей важливо дотримуватися заходів контролю за забрудненням, моніторингу якості повітря та води, встановлення зон обмеження та впровадження технологій для зменшення викидів та ризиків для здоров'я. Також важливо проводити громадську інформаційну роботу та консультувати мешканців щодо заходів безпеки та охорони здоров'я.

Серед актуальних проблем функціонування вуглевидобувного сектору особливої уваги заслуговує питання управління відходами гірничого виробництва. Зокрема, відсутність законодавчо визначеного механізму передачі породних відвалів, що залишилися після ліквідації збиткових або закритих шахт, на баланс інших господарюючих суб'єктів чи до компетенції органів місцевого самоврядування унеможливорює ефективне управління цими техногенними

об'єктами. Забезпечення сталого розвитку вимагає скоординованих дій з боку державних інституцій та суб'єктів господарювання. Запровадження екологічної регуляторної політики у поєднанні з технологічними інноваціями сприятиме скороченню надлишкових виробничих потужностей у вугільній галузі [121, 177].

На основі результатів проведених досліджень встановлено, що провідними чинниками деградації довкілля у Червоноградському вуглепромисловому районі є інтенсивне накопичення відходів гірничого виробництва, забруднення ґрунтів і вод важкими металами, а також порушення природної рослинності [78, 31].

Таким чином, сучасний екологічний стан досліджуваного регіону характеризується комплексом екологічних проблем, витoki яких сягають десятиліть інтенсивної вугільної діяльності, а перспективи покращення стану довкілля залежать не стільки від передбачених природоохоронних ініціатив, скільки від наявних технічних і фінансових можливостей щодо екологічного оцінювання та зменшення негативного впливу на стан навколишнього середовища.

1.3 Міжнародний досвід рекультивації техногенно порушених територій вугільної промисловості

В умовах війни в Україні важливим є завдання забезпечення населення енергоресурсами і, відповідно, необхідність використання вугледобувної промисловості як складової ланки роботи електростанцій. У процесі вуглевидобутку порушуються не тільки значні території, але й стан навколишнього середовища.

У цьому контексті особливої актуальності набуває проблема рекультивації - відновлення порушених гірничо-промисловою діяльністю ландшафтів, зокрема, техногенних форм рельєфу, таких як терикони. Вирішення цього питання є ключовим елементом у стратегії сталого управління деградованими територіями та реінтеграції їх у природне або господарське середовище [63, 221].

Рекультивация териконів є багатокомпонентним і тривалим процесом, що потребує координації зусиль між органами державної влади, промисловими структурами, екологічною спільнотою та місцевими громадами. Її основною метою є відновлення екологічного потенціалу порушених гірничою діяльністю територій, забезпечення умов для сталого розвитку, а також мінімізація техногенного впливу на довкілля та зниження ризиків для здоров'я населення [167, 80, 66, 139].

Рекультивация порушених вугільною промисловістю територій має на меті відновлення їх природної або господарської продуктивності з подальшим залученням у різні форми землекористування (рис.1.2).

Для досягнення цієї мети необхідне впровадження комплексу інженерних, гірничо-технічних, меліоративних, агротехнічних і лісогосподарських заходів. Рекультивация відвалів вугільних шахт реалізується у три етапи: підготовчий (вивчення умов і проєктування), технічний (формування рельєфу, покриття інертними матеріалами) та біологічний (відновлення рослинного покриву та впровадження агротехнічних заходів) [136, 140, 157].



Рисунок 1.2 - Рекультивованій терикон м. Ганіль (Німеччина) [136]

У зарубіжній науковій літературі термін «рекультивація» трактується як процес відновлення або надання деградованим чи спустошеним територіям нових функціональних цінностей шляхом інженерного моделювання рельєфу та покращення фізико-хімічних властивостей ґрунтового покриву [135, 150, 158].

Зокрема, у публікаціях фахівців зі США та Канади для позначення процесу екологічної реабілітації техногенно порушених земель використовується термін *reclamation*, що акцентує увагу на біологічному відновленні (рис. 1.3). У цьому підході відтворення земної поверхні передбачає створення умов, придатних для повернення популяцій організмів, що мешкали на даній території до початку гірничих або промислових робіт, або для заселення екологічно подібними видами [180, 187, 126].



Рисунок 1.3 - Відновлення екосистем на рекультивованому териконі:
створення парку у Пенсильванії (США) [145]

З огляду на зростаючу складність екологічних та соціальних викликів, сучасна концепція рекультивації базується на інтегрованому підході, який передбачає не лише відновлення первинної родючості порушених земель, але й цілеспрямоване формування культурних ландшафтів на місці колишніх техногенних утворень, зокрема териконів. У цьому контексті рекультивація

розглядається як системне перетворення деградованих територій у функціонально цінні природно-антропогенні комплекси [153, 195, 129, 194].

У контексті забезпечення екологічної безпеки та реалізації концепції сталого розвитку у низці промислово розвинених держав були прийняті нормативно-правові акти й державні програми, спрямовані на мінімізацію негативного впливу гірничодобувної діяльності та реабілітацію порушених екосистем [159, 175, 184].

Вибір напрямку рекультивації здійснюється індивідуально для кожного конкретного об'єкта з урахуванням комплексу природно-кліматичних, геоморфологічних, соціально-економічних та технологічних чинників (рис. 1.4).



Рисунок 1.4 - Біологічна рекультивація техногенних ландшафтів
(Канада) [152]

Закордонний досвід у сфері рекультивації териконів є важливим джерелом знань та практичних рекомендацій для покращення стану та використання таких територій. Інші країни, де вугільна промисловість розвинута на більш широкому рівні, вже набули досвіду у впровадженні рекультиваційних заходів [193, 179, 149, 144].

Одним з найбільш ефективних рекультиваційних заходів, на думку науковців, є біорекультивація.

З огляду на різноманіття підходів і умов, доцільним є систематизування міжнародного досвіду рекультивації у форматі SWOT-аналізу, що дозволить

зіставити ключові характеристики реалізованих практик у різних країнах (табл.1.2).

Таблиця 1.2 - Порівняльний SWOT-аналіз міжнародного досвіду рекультивації територій, порушених вугільною промисловістю [139, 151, 152, 191, 155, 156, 173, 145, 190, 178, 183, 141]

Країна	Сильні сторони (Strengths)	Слабкі сторони (Weaknesses)	Можливості (Opportunities)	Загрози (Threats)
США	Розвинена нормативна база, мульти-функціональність рекультивованих земель	Нерівномірність реалізації по штатах, високі витрати на утримання	Розвиток туризму, парків, агропромисловості, альтернативної енергетики	Забруднення ґрунтів і вод, регіональні соціальні конфлікти
Канада	Екосистемний підхід, збереження водно-болотних угідь, біорізноманіття	Висока вартість реалізації, складність моніторингу великих площ	Поєднання рекультивації з енергетичними проєктами, підвищення біоценозів	Погодні коливання, деградація відновлених систем
Німеччина	Інтеграція в урбанізовані простори, рекреаційна та енергетична рекультивація	Обмежена площа вільних земель, конкуренція за простір	Формування нових типів ландшафтів, залучення громад	Перенасиченість територій, інфраструктурні обмеження
Польща	Зональний підхід до лісової рекультивації, приклади парків на відвалах	Фінансові обмеження, залежність результатів від ґрунтів	Розвиток енергетичних культур, міського озеленення	Інвазії видів, ерозія, зміни клімату
Велика Британія	Культурне переосмислення териконів, рекреаційна й соціальна функція	Обмеженість ресурсів у деяких регіонах, урбанізаційний тиск	Використання під урбаністичні простори, культурні ініціативи	Конкуренція за землі, низька екологічна обізнаність
Австралія	Адаптивне використання територій, енергетична рекультивація (сонце/вітер)	Погіршення ґрунтів у посушливих районах, потреба в іригації	Формування с/г кластерів, відновлювана енергетика	Ерозія, пилові бурі, кліматична нестійкість
Австрія	Фокус на біорізноманіття, моніторинг екологічної ефективності	Складність підтримки біотопів у зміненому мікрокліматі	Наукові платформи, модельні біотопи, екоосвіта	Порушення ланцюгів харчування, вторинне виснаження

Продовження табил. 1.2.

Країна	Сильні сторони (Strengths)	Слабкі сторони (Weaknesses)	Можливості (Opportunities)	Загрози (Threats)
Індія	Відновлення водних ресурсів і лісів, акцент на зменшення токсичних викидів	Недостатність координації між рівнями управління	Екоферми, екотуризм, лісовідновлення	Високий рівень промислового забруднення
Чехія	Системна лісова рекультивація з 50-х років XX ст.	Застарілі технології у деяких регіонах, потреба в модернізації	Включення в національні програми, інвестиції	Повторне забруднення, брак кадрів
Італія	Біологічна фітомеліорація для с/г, екологічно стійкі насадження	Низька родючість ґрунтів, потреба у внесенні добрив	Залучення фітомеліорації в економіку	Деградація ґрунтів без підтримки
Франція	Лісові та с/г насадження, збагачення ґрунтів, культурні проекти	Висока чутливість до клімату, тривалий період адаптації	Форми культурного туризму, екологічна інфраструктура	Занедбаність після первинного впливу
Туреччина	Ефективні лісові посадки, стабільні насадження в умовах дефіциту води	Складні геоумови у деяких регіонах	Використання для вуглецевого балансу	Проблеми з доглядом за насадженнями
Україна	Наявність міжнародного досвіду, практики біологічної рекультивації	Обмежене фінансування, відсутність нормативної бази, слабкий контроль за виконанням стандартів	Модернізація нормативів, інституційна інтеграція	Технічна відсталість, складність координації на місцях

Проведений нами SWOT-аналіз дозволив виявити ключові тенденції в підходах до рекультивації порушених гірничою діяльністю територій у різних країнах світу. Незважаючи на розбіжності в економічному потенціалі, природно-кліматичних умовах і законодавчих системах, спільною рисою ефективних стратегій є орієнтація на комплексне використання територій, включаючи біологічне відновлення, розвиток рекреаційної інфраструктури, впровадження

відновлювальних джерел енергії та збереження біорізноманіття. Україна, маючи накопичений практичний досвід потенційно здатна адаптувати кращі міжнародні практики з урахуванням власних регіональних особливостей, проте потребує посилення інституційної координації, фінансового забезпечення та широкого залучення громад до процесів реінтеграції техногенних ландшафтів у природне й соціальне середовище.

Аналіз міжнародного досвіду рекультивації порушених земель та вугільних териконів дозволяє зробити висновок, що біологічна рекультивація має не лише природоохоронне значення, але й виконує важливу функцію відновлення екологічного потенціалу територій. Застосування біорекультиваційних заходів сприяє стабілізації техногенних ландшафтів, формуванню нових екосистем, покращенню стану ґрунтів та відновленню біорізноманіття, що у підсумку забезпечує екологічну реінтеграцію порушених земель у природне або господарське середовище. [143, 193, 136, 137].

У результаті проведених теоретичних досліджень міжнародного досвіду рекультивації техногенно порушених територій вугільної промисловості встановлено, що екологічна ситуація в гірничопромислових регіонах залишається напруженою. Щорічно відбувається накопичення значних обсягів твердих гірничих відходів, продовжується розсіювання токсичних речовин в атмосферне повітря, викиди шкідливих компонентів зі стічними водами, а також їх концентрація у породних відвалах вугільних шахт. Така динаміка вказує на необхідність не лише посилення рекультиваційних заходів, а й на впровадження превентивних технологій у гірничій галузі.

У ході дослідження встановлено доцільність раціонального використання рельєфу териконів як потенційної площі для розміщення об'єктів різного функціонального призначення. Такий підхід сприятиме зниженню рівня техногенного навантаження на навколишнє середовище та інтеграції техногенних ландшафтів у просторову структуру регіону.

Крім того, одним із реальних та ефективних шляхів мінімізації екологічної небезпеки, що створюється териконами, є часткова або повна утилізація

відвальної породи, що дозволяє не лише скоротити площі забруднених територій, але й повторно залучити техногенні матеріали у виробничий цикл відповідно до принципів кругової економіки.

Аналіз міжнародного досвіду свідчить про високу ефективність інтегрованих підходів до рекультивації порушених територій, що поєднують технічні, біологічні та соціоекономічні аспекти. Такий досвід є цінним орієнтиром для вдосконалення національної політики рекультивації в Україні, зокрема в частині запровадження екосистемного підходу, розвитку зелених технологій та активної участі місцевих громад у процесах відновлення.

1.4 Раціональне природокористування антропогенно трансформованих територій вугледобувних районів

Землі, порушені внаслідок діяльності вугільної промисловості, є територіями з деградованим природним середовищем, що зазнало значних змін у структурі та функціонуванні екосистем, включаючи руйнування ґрунтового покриву, втрату родючості та трансформацію природного ландшафту.

Оптимальне використання таких територій передбачає їх екологічне відновлення та функціональну реінтеграцію у господарську діяльність, що забезпечує підвищення як екологічної, так і економічної цінності [21, 108].

Раціональне використання земель, порушених вугільною промисловістю, є ключовим аспектом сучасної концепції сталого розвитку території. У цьому контексті особливої актуальності набуває необхідність формування ефективних екологічних стратегій щодо відновлення та повторного залучення цих територій до господарського обігу.

Існує низка підходів, які можуть бути розглянуті як потенційні напрями раціонального землекористування. Серед них: екологічна рекультивація з відновленням природних екосистем, агролісомеліорація, розвиток альтернативної енергетики, рекреаційне освоєння, а також інфраструктурні або урбаністичні проекти з дотриманням екологічних стандартів. У цьому випадку

розглядаються можливості використання порушених земель для інших економічних та екологічних цілей, наприклад, для розвитку відновлюваної енергетики, сільського господарства, лісового господарства, туризму або рекреації [16, 34].

Вибір конкретного підходу повинен базуватися на комплексній оцінці екологічного стану, соціально-економічних умов та ландшафтно-географічних характеристик порушених територій.

Одним із ключових аспектів раціонального використання порушених гірничою діяльністю земель є забезпечення участі місцевого населення в процесах планування, прийняття рішень та реалізації проєктів із відновлення територій. Соціальна інтеграція та реабілітація здійснюються через освітні програми, професійну підготовку й розвиток навичок, що дозволяють мешканцям активно долучатися до сталого розвитку свого регіону [12, 52].

Важливим елементом екологічного планування є проведення оцінки впливу на навколишнє середовище перед початком реалізації гірничих проєктів. Це дозволяє заздалегідь ідентифікувати потенційні екологічні ризики та розробити ефективні заходи для їх мінімізації або запобігання.

Залучення громадськості сприяє врахуванню місцевих потреб, підвищенню легітимності прийнятих рішень і забезпеченню їхньої довготривалої ефективності. Водночас партнерство з приватними компаніями та інвесторами відкриває додаткові можливості для фінансування екологічних проєктів, запровадження сучасних природоохоронних технологій та підвищення ефективності збереження природних ресурсів [53].

Порушені землі під териконами у перспективі можна використовувати для енергетичних проєктів. На місці техногенних териконів можливе встановлення енергоефективних будівель, станцій для розміщення сонячних панелей або вітрових установок, геотермальні системи, інші системи збереження та виробництва енергії, що сприятиме зменшенню використання конвенційних джерел енергії та зменшенню викидів парникових газів. Таким чином, даний

підхід сприятиме переходу до чистої та відновлюваної енергетики, зменшуючи залежність від вугільного палива та негативного впливу на довкілля [60].

Наступним підходом є використання та розвиток інфраструктури та інновацій. Порухені землі можуть бути використані для розміщення інфраструктурних об'єктів, таких як сміттєзвалища, водоочисні споруди, парки або спортивні майданчики. Крім того, інноваційні технології пропонуються використовувати для очищення ґрунту та води, що дозволить використовувати деградовані землі за іншими призначеннями. Розвиток нових технологій та досліджень вплине на ефективність та сталість використання порушених земель. Інновації у сфері відновлення екосистеми, рекультивації та сталого використання передбачатимуть нові можливості щодо покращення підходів до використання цих територій. Розроблення та впровадження екологічно орієнтованих технологій у сфері гірничодобувної промисловості є важливим чинником зменшення антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Використання таких технологій сприятиме зниженню рівня забруднення, ефективнішому використанню природних ресурсів і формуванню передумов для сталого розвитку гірничих регіонів [62].

Раціональне використання порушених гірничою діяльністю земель спрямовується на збереження природного середовища та підтримання екологічного балансу. У цьому контексті важливим є впровадження «зелених» технологій, збереження біорізноманіття, застосування екологічно безпечних практик господарювання, а також регулярний моніторинг екологічного стану таких територій.

Одним із дієвих інструментів охорони природи є створення природоохоронних територій - резерватів, заповідників або буферних зон, що сприяють збереженню унікальних екосистем, рідкісних видів флори та фауни. Крім того, такі території стають базою для розвитку екологічного туризму, екопросвітницької діяльності, а також науково-дослідницьких центрів, що спеціалізуються на вивченні процесів ґрунтовідновлення, впливу відвальних

порід на довкілля та розробці інноваційних технологій сталого природокористування [123, 85].

Створення на базі порушених територій дослідницьких центрів, екологічних лабораторій або профільних установ, що спеціалізуються на питаннях охорони навколишнього середовища та збереження біорізноманіття, відкривають перспективи для розвитку прикладної науки. Такий підхід сприятиме інтенсифікації наукових досліджень, розробці та впровадженню інноваційних методів екосистемного відновлення, а також формуванню нових підходів до сталого управління деградованими ландшафтами.

Особливої актуальності в умовах гірничопромислового навантаження набувають питання відновлення та охорони водних ресурсів. Порушені земельні ділянки істотно впливають на якість і доступність водних ресурсів у прилеглих районах, що створює додаткові екологічні ризики.

У цьому контексті важливим є впровадження комплексу заходів, спрямованих на відновлення гідрологічного балансу та захист водних екосистем. Серед таких заходів - очищення поверхневих і підземних вод, створення штучних водойм, відновлення природних джерел, а також впровадження систем екологічного водопостачання й розвиток рекреаційних водних об'єктів на основі принципів сталого управління водними ресурсами [146, 81].

Землі, порушені внаслідок діяльності вугільної промисловості, можуть використовуватися для впровадження агроекологічного підходу, спрямованого на відновлення родючості ґрунтів, реалізацію посівних програм та формування засад сталого сільськогосподарського виробництва.

Одним із важливих аспектів екологічного управління є ефективне поводження з гірничими відходами, зокрема тими, що утворюються в процесі функціонування вугільних шахт. Застосування сучасних методів обробки, переробки та утилізації таких відходів дозволяє зменшити негативний вплив на довкілля та сприяє вторинному використанню ресурсів. Забезпечення відкритості екологічної інформації, включаючи дані про стан природного середовища, ресурси і результати наукових досліджень, сприятиме підвищенню

екологічної обізнаності суспільства та його активності в питаннях охорони природи.

Раціональне використання порушених земель вимагає комплексного підходу, що поєднує екологічні, соціальні та економічні чинники. Така інтеграція є запорукою збалансованого сталого розвитку регіонів і формування основ безпечного майбутнього.

З урахуванням унікальних природно-географічних і техногенних умов кожного терикону реалізація програм сталого використання порушених територій потребує обов'язкової участі всіх зацікавлених сторін: органів державної влади, місцевих громад, промислових підприємств та екологічних організацій, науково-дослідних установ та ін. Розробка конкретних стратегій і просторових планів управління такими землями є необхідною умовою досягнення екологічної, соціальної та економічної збалансованості.

Після завершення вуглевидобувної діяльності важливим завданням є комплексна рекультивація техногенно трансформованих територій. Цей процес включає відновлення природного ландшафту, створення лісових масивів, формування штучних водойм, а також впровадження інших заходів екологічного відновлення, які сприяють поверненню територій до природного або господарського використання відповідно до принципів сталого розвитку [106, 112, 55, 181, 182, 134].

Перехід до кругової економіки допоможе мінімізувати відходи вугільної промисловості та використовувати їх як ресурси для інших галузей промисловості.

Вугільна промисловість відіграє значну роль у забезпеченні зайнятості населення в окремих регіонах, що зумовлює необхідність завчасного планування соціально-економічної трансформації таких територій. Реалізація заходів, спрямованих на розвиток альтернативних секторів економіки, зокрема нових виробничих кластерів, зеленої енергетики та інфраструктурних проєктів, здатна пом'якшити наслідки втрат робочих місць через закриття вугільних шахт.

Важливим елементом екологічної трансформації є підвищення рівня екологічної обізнаності та впровадження освітніх програм у сфері сталого природокористування. Співпраця між державними інституціями, громадськими організаціями, науковими установами та представниками бізнесу є ключовою умовою у вирішенні екологічних викликів.

Для забезпечення збереження природних ресурсів необхідним є проведення системних наукових досліджень і постійного моніторингу стану навколишнього середовища, що дозволяє своєчасно виявляти екологічні ризики та впроваджувати ефективні превентивні заходи [118, 125].

Отже, охорона природних ресурсів від негативного впливу вугільної промисловості потребує інтегрованого підходу та скоординованих дій усіх зацікавлених сторін — державних структур, бізнесу, наукових установ та громадськості. Такий підхід має на меті забезпечення умов для сталого розвитку, збереження навколишнього природного середовища та формування екологічно безпечного середовища для майбутніх поколінь.

1.5 Фітомеліоративна ренатуралізація девастрованих ландшафтів гірничодобування

Попри наявність численних наукових досліджень, присвячених вивченню властивостей ґрунтосумішей, динаміки рослинного покриву та особливостей відновлювальних процесів на девастрованих територіях, проблема оцінки екологічного стану, фітомеліорації та відновлення порушених земель у вуглевидобувних регіонах залишається надзвичайно актуальною. Зокрема, потребують подальшого наукового обґрунтування питання щодо ефективності екологічної реабілітації таких територій і перспектив їх подальшого функціонального використання в умовах сталого розвитку [171].

Основоположниками та популяризаторами наукового напрямку фітомеліорації були відомі вчені та науковці: В. І. Вернадський, Г. М. Висоцький, Ю. П. Бяллович, В. П. Кучерявий, Ф. М. Бровко, Р. М. Панас, У. М. Башуцька, Г.

М. Мануїлова, Н. Г. Міронова, Я. В. Генік, А. В. Павличенко, В. В. Попович, М. Л. Копій, Я. В. Генік, М. В. Петльований, П. В. Босак, та ін [17, 107, 35, 23, 62, 65, 77, 73, 89, 94, 96, 160].

Г. М. Висоцький був одним із перших дослідників, який здійснив спробу сформулювати цілісну теоретичну основу фітомеліорації, систематизувавши розрізнені емпіричні спостереження та практичні напрацювання у вигляді науково обґрунтованої теорії [62].

Згідно з визначенням автора, фітомеліорація – це ґрунтовне, довготривале покращення природних умов шляхом створення спеціалізованих рослинних угруповань – меліоративних фітоценозів, мета яких полягає у підвищенні ефективності родючості території від негативного впливу фізико-географічних процесів [67].

Подальший розвиток теоретичних засад фітомеліорації в Україні продовжено в наукових дослідженнях низки сучасних вітчизняних науковців [107, 23, 89, 87].

Значна увага в новітній науковій літературі приділяється питанням відновлення рослинного покриву на територіях техногенного походження, зокрема на відвалах вугільних шахт. Опубліковано низку праць, присвячених вивченню процесів формування фітоценозів на порушених землях, добору ефективних меліоративних видів рослин та оцінці екологічної ефективності біологічного відновлення в умовах гірничопромислових регіонів.

Вагомий внесок у розвиток теорії та практики фітомеліорації зробила Н. Г. Міронова, яка зосередила свої дослідження на вивченні закономірностей формування фітоценозів у техногенно порушених ландшафтах. У її працях розкрито механізми адаптації рослин до екстремальних едафо-кліматичних умов, а також обґрунтовано доцільність використання певних фітомеліорантів для стабілізації порушених екосистем. Особливу увагу вчена приділяла аналізу сукцесійних процесів, оцінці біопродуктивності та здатності до самостійного регенераційного розвитку штучно створених угруповань [83].

Наукова праця В. П. Кучерявого [65] присвячена класифікації сукцесій біогеоценотичного покриву урбоєкосистем, має важливе значення для вдосконалення систем моніторингу та прогнозування екологічного стану урбанізованих територій. У межах цієї концепції автор запропонував поділ фітоценозів-меліорантів на три основні групи:

- спеціальні фітоценози - у яких фітомеліоративна функція є домінантною (наприклад парки, лісопарки, захисні смуги тощо);
- продуктивні фітоценози - основна функція яких полягає у виробництві біологічної продукції, тоді як фітомеліорація виконує другорядну роль (ліси, сільськогосподарські угіддя, сади, виноградники, луки тощо);
- рудеральні фітоценози - спонтанно сформовані рослинні угруповання, які природно виконують фітомеліоративні функції без спеціального втручання.

Ця типологія дозволяє більш точно визначати роль і функціональне призначення фітоценозів у структурі міських та техногенних екосистем, сприяючи розробці ефективних стратегій їх екологічної оптимізації [67].

У науковій праці Г. М. Мануїлової [77] здійснено всебічне дослідження сучасних агроекологічних умов природно-техногенних комплексів гірничодобувних підприємств, а також проаналізовано особливості формування стабілізованого рослинного покриву на цих територіях. У межах дослідження визначено флористичний склад рослинності кар'єрно-відвальних ландшафтів, охарактеризовано еколого-біологічні та морфологічні особливості представників фітоценозу.

Окрему увагу приділено вивченню популяційної, просторової та екологічної структури рослинних угруповань на деастрованих територіях. Узагальнено еколого-ценотичну стратегію флористичних елементів і встановлено провідні тенденції розвитку рослинного покриву. Крім того, проаналізовано результати росту експериментальних лісових культур, висаджених на відвалах гірничодобувних підприємств, що дозволило зробити висновки щодо їхньої адаптивної здатності та меліоративного потенціалу.

Серед українських науковців, які зробили вагомий внесок у розвиток фітомеліорації, варто відзначити М. В. Петльованого. Його дослідження зосереджені на розробці та впровадженні екологічно безпечних технологій рекультивації земель, порушених внаслідок гірничої діяльності. Зокрема, він є співавтором праць [160, 161], присвячених аналізу накопичення техногенних мінеральних утворень та перспективам їх використання в гірничопромислових регіонах України. Його робота сприяє розвитку методів фітомеліорації та відновлення екосистем на деградованих територіях, що є важливим кроком до сталого природокористування та збереження біорізноманіття в Україні.

У результаті досліджень, проведених низкою науковців [35, 72, 76, 105], встановлено, що на породних відвалах, розташованих в умовах кліматичних і едафічних особливостей України, можливо успішно культивувати близько 40 видів деревних і чагарникових порід. До рекомендованого асортименту входять, зокрема, липа дрібнолиста (*Tilia cordata*), яблуня лісова (*Malus sylvestris*), клен польовий (*Acer campestre*) і клен ясенелистий (*Acer negundo*), сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), тополя канадська (*Populus × canadensis*) і чорна (*Populus nigra*), береза повисла (*Betula pendula*), клен татарський (*Acer tataricum*), акація жовта (*Caragana arborescens*) та бирючина звичайна (*Ligustrum vulgare*).

У науковій праці У. Б. Башуцької досліджуються теоретичні й прикладні аспекти формування фітомеліоративного покриву на породних відвалах вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району на основі аналізу антропогенно-природних сукцесій рослинності. Авторка проаналізувала трансформацію компонентів ландшафту, едафічні властивості шахтних порід, мікрокліматичні умови та формування як природних, так і штучних деревних насаджень [17].

У межах дослідження вивчено флористичний склад відвалів, фітоценотичну структуру й динаміку рослинності, на основі чого сформульовано практичні рекомендації щодо створення ефективного фітомеліоративного покриву. З'ясовано особливості едафотопу, кліматопу та перспективи росту сіянців на техногенних субстратах із застосуванням мікроелементів.

Авторкою запропоновано класифікацію сукцесійних рядів розвитку рослинності нерекультивованих і рекультивованих відвалів, виділено стадії фітоценогенезу — від піонерних сингенетичних угруповань до автогенетичних стабільних структур (деревно-чагарникові, злакові тощо). Особливу увагу приділено можливості створення фітокаркасу шляхом спрямованого самозаростання, що дозволяє у деяких випадках уникнути технічного етапу рекультивації. Також обґрунтовано доцільність збагачення природних фітоценозів шляхом впровадження швидкоростучих оліготрофів, адаптованих до умов зональної рослинності [16].

Павличенко В. В. також досліджував екологічні наслідки діяльності вугледобувних підприємств. У співавторстві з А. А. Коваленком він проаналізував вплив таких підприємств на навколишнє середовище, зокрема на стан ґрунтів та водних ресурсів. Загалом, наукова діяльність В.В. Павличенка спрямована на дослідження та впровадження екологічно безпечних методів відновлення та використання порушених земель, зокрема тих, що зазнали впливу вугледобувної промисловості [92, 91].

Монографія В. В. Поповича [95] присвячена вивченню фітомеліорації затухаючих териконів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового регіону. У дослідженні охарактеризовано видовий склад рослинності, що бере участь у процесах природного заростання та рекультивації териконів, проаналізовано фітоценотичну та просторову структуру рослинних угруповань на різних типах відвалів, динаміку стадій сукцесій, щільність і розподіл особин у межах популяцій, а також фітомеліоративну ефективність зазначених угруповань.

Окремо розглянуто кліматопічні особливості териконів, фізико-хімічні властивості відвальних порід, перегорілої породи та рекультивованих ґрунтів. Встановлено вміст важких металів у породах, рослинному покриві териконів та культурних фітоценозах. Виконано розрахунки індексів видового різноманіття та рівномірності, а також температурного поля на затухаючих териконах [95, 104, 165, 166].

Крім того, автор обґрунтовує доцільність двоетапної фітомеліорації техногенних водойм шляхом створення каскадної терасованої системи.

У науковій праці Н. Л. Колесник [61] проаналізовано формування рослинних фітоценозів на техногенно порушених територіях різного ступеня відновлення та типу рекультивації в межах Яворівського та Новороздільського сірчаних кар'єрів. Досліджено основні хімічні характеристики техноземів, зокрема показники, що впливають на фітоценогенез та ґрунтоутворення.

Особливу увагу приділено мікобіотичному компоненту екосистем: визначено найстабільніші грибні комплекси, які сформувалися у вивчених екотопах у літньо-осінній період. Їхня активність сприяла інтенсифікації процесів трансформації органічних речовин і формуванню гумусового горизонту.

У монографії [96] висвітлено результати експериментальних досліджень і теоретичних узагальнень, присвячених вивченню піонерних сукцесій за участю *Pinus sylvestris* L. та особливостей природної й штучної фітомеліорації на поверхні териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Проаналізовано едафо-кліматичні умови росту й розвитку сосни звичайної на техногенних субстратах вуглевидобувного походження, а також визначено ключові ландшафтно-трансформуючі чинники, що впливають на фітомеліоративні процеси.

Особливу увагу приділено екологічному обґрунтуванню заходів щодо підвищення регіональної екологічної безпеки в межах Малого Полісся через впровадження концепції природного лісовідновлення на териконах вугільних шахт. У межах дослідження також запропоновано типологічну схему териконів, що охоплює вісім рівнів ієрархічного класифікаційного розподілу, яка може бути використана як інструмент для планування рекультиваційних заходів.

У монографії [22] представлено результати експериментальних досліджень, спрямованих на оцінку впливу підтериконових стічних вод вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району на біоту, а також розроблено систему заходів щодо підвищення якості довкілля. Зокрема,

запропоновано метод зниження екологічної небезпеки, пов'язаної з водами породних відвалів, шляхом облаштування біоплато — екобіотехнічних систем, здатних до біофільтрації та самоочищення.

Отже, аналіз наукових джерел свідчить про значну увагу дослідників до проблем рекультивації порушених земель, фітомеліорації териконів, особливостей сукцесійних процесів та екологічної реабілітації техногенних ландшафтів. У численних роботах охоплено різноманітні аспекти: від ґрунтово-екологічних характеристик і флористичного складу до ефективності природного та штучного відновлення фітоценозів.

Однак, попри значний обсяг досліджень, окремі питання залишаються недостатньо вивченими або потребують подальшого уточнення в контексті регіональних особливостей, зокрема Червоноградського гірничопромислового району. Це стосується, зокрема, оцінки довгострокової ефективності різних типів рекультиваційних заходів, аналізу фітоценотичної динаміки на різних етапах сукцесії, ролі місцевих видів у фітомеліорації, а також соціально-екологічного ефекту відновлення порушених територій.

Відтак, постає потреба у комплексному дослідженні, яке поєднувало б теоретичні положення та польові дослідження з метою формування цілісного бачення перспектив сталого використання техногенних ландшафтів.

Висновки до Розділу 1

У результаті опрацювання теоретичних аспектів проблем екологічної безпеки в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну з'ясовано, що антропогенний вплив на довкілля має багатофакторний характер і охоплює як фізико-хімічну, так і біотичну деградацію природного середовища. Комплексний аналіз вітчизняної наукової літератури та міжнародного досвіду підтвердив необхідність впровадження екосистемного підходу до рекультивації порушених територій з орієнтацією на відновлення екологічних функцій ландшафтів, а не лише їх технічне облаштування.

Актуальність дослідження зумовлена зростанням масштабів нагромадження гірничих відходів, зокрема вугільних відвалів, зниженням природної стійкості екосистем гірничопромислового регіону, обмеженою ефективністю існуючих методів рекультивації та низьким рівнем застосування індикаторних методів екологічного моніторингу. Наявні підходи до екологічної оцінки часто не враховують специфіку просторового розміщення відвалів, особливості їх геохімічної активності та фітоценотичних процесів на різних стадіях техногенної сукцесії.

Обґрунтовано, що оцінка екологічного стану порушених територій Червоноградського гірничопромислового району має опиратися на міждисциплінарну інтеграцію методів: від аналізу чинників деградації довкілля до фітомеліоративного потенціалу рослинного покриву. Зокрема, актуальним є адаптивне використання коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) як кількісного показника рівня відновної здатності екосистем, а також врахування впливу стічних вод териконів, мікрокліматичних та радіаційних параметрів.

Таким чином, теоретико-методологічне підґрунтя, представлене в розділі, слугує базою для подальших емпіричних досліджень і дозволяє сформулювати інструментарій для комплексного екологічного оцінювання деградованих територій. Отримані висновки логічно підводять до обґрунтування вибору методів дослідження, описаних у наступному розділі, та до подальшого етапу - розроблення фіторекультиваційної стратегії для територій із техногенним навантаженням.

Аналіз наукових джерел засвідчив, що проблема екологічного оцінювання вугільних відвалів та фіторекультивації деградованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району залишається недостатньо вивченою. Виявлені наукові прогалини, а також складність взаємозв'язків між техногенним впливом і станом природних компонентів стали підґрунтям для формулювання мети дослідження, що полягає в удосконаленні науково обґрунтованих підходів та практичних рекомендацій під час оцінювання

вугільних відвалів щодо підвищення рівня екологічної безпеки досліджуваного вугледобувного регіону.

Для досягнення цієї мети були визначені такі завдання: здійснити теоретичний аналіз екологічних ризиків у межах гірничопромислового району; оцінити фізико-хімічні параметри порід і стічних вод териконів; дослідити мікрокліматичні та радіаційні умови на досліджуваних об'єктах; вдосконалити біоіндикаційні методи оцінки фітотоксичності; обґрунтувати використання коефіцієнта фітомеліоративної ефективності; застосувати методи статистичного аналізу для виявлення просторових закономірностей; створити картографічні моделі забруднення і фітомеліоративного потенціалу територій.

Комплексне поєднання теоретичних напрацювань, аналізу наукових джерел та виявлених прогалин у дослідженнях техногенних ландшафтів дало змогу обґрунтувати наукову новизну та практичну значущість подальших досліджень. Отримані результати слугуватимуть методологічною основою для формування системного підходу до екологічного оцінювання стану породних відвалів, розроблення аналітичної моделі фітомеліоративної ефективності, а також створення просторових картографічних рішень.

РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ, МАТЕРІАЛИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Розробка програми та структури досліджень техногенних об'єктів Червоноградського гірничопромислового району

Методологічна основа дисертаційного дослідження передбачає системний підхід до оцінювання впливу техногенних факторів, спричинених функціонуванням вугільних шахт на фітомеліоративну ефективність у межах трансформованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району. З огляду на складну багатофакторну взаємодію природних і антропогенних процесів, дослідницька програма реалізована на основі комплексної методологічної схеми, що поєднує фізико-хімічні, біоіндикаційні, геоекологічні та математичні підходи.

У межах дослідження техногенних об'єктів, сформованих унаслідок вуглевидобувної діяльності, було ідентифіковано як активні (діючі), так і рекультивовані або занедбані терикони. Значна частина цих техногенних утворень становить потенційне джерело екологічної небезпеки, що зумовлено їхнім нестабільним технічним станом, який з кожним роком погіршується. Серед найтипівіших ризиків відзначаються зсуви схилів, локальне просідання ґрунтів, неконтрольний стік поверхневих і дренажних вод, а також випадки самозаймання породи. Польові та аналітичні дослідження в межах дисертаційної роботи проводились безпосередньо на діючих териконах вугільних шахт, які перебувають під постійним техногенним навантаженням.

Методологічне обґрунтування дослідження є необхідною передумовою досягнення поставленої наукової мети та реалізації конкретних завдань. Раціональний підхід до вибору методів дослідження забезпечує об'єктивність, достовірність і відтворюваність результатів, що створює підґрунтя для ефективної оцінки екологічного стану та формування науково обґрунтованих підходів і практичних рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району.

З урахуванням специфіки об'єкта дослідження - техногенного навантаження териконів Червоноградського гірничопромислового району на екосистему, а також необхідності науково обґрунтованих підходів до рекультиваційних та фітомеліоративних заходів для реабілітації девастрованих ландшафтів - у роботі застосовано комплекс різнопрофільних методів, що дозволили всебічно оцінити екологічний стан субстратів, рослинного покриву, стічних вод і навколишнього природного середовища.

У цьому розділі представлено опис методів збору, обробки та аналізу емпіричних даних, що дали змогу виявити просторово-часові закономірності впливу техногенних факторів на фітомеліоративну ефективність.

Методологічний підхід охоплює лабораторні, геоекологічні, математико-статистичні, ґрунтознавчі, флористичні та картографічні методи. Для обробки результатів і візуалізації було використано програмне забезпечення Surfer, Microsoft Excel та Microsoft Visio.

Застосовані підходи допомогли не лише зафіксувати поточний стан ґрунтово-рослинного покриву, а й окреслити динаміку його екологічних змін у разі продовження техногенного навантаження або впровадження фітомеліоративних заходів.

З метою структурування дослідницьких процедур і наочного представлення етапів реалізації дослідницької програми розроблено узагальнену методологічну схему (рис. 2.1).

Представлена схема ілюструє логічну послідовність проведення досліджень, спрямованих на комплексне екологічне оцінювання впливу техногенного навантаження териконів на ґрунтово-рослинний покрив. Кожен із блоків даної схеми відповідає окремому етапу дослідження: від збору проб для встановлення їх фізико-хімічних та біоіндикаційних результатів до їх картографічної інтерпретації, математичної обробки та моделювання екологічної ситуації в межах об'єкта.



Рисунок 2.1 - Методологічна схема екологічного оцінювання впливу вугільних відвалів

Таким чином, узагальнена методологічна схема дозволила систематизувати дослідницький процес та визначити послідовність етапів, необхідних для комплексного екологічного оцінювання техногенного навантаження на ґрунтово-рослинні системи Червоноградського гірничопромислового регіону.

2.2 Характеристика об'єкта дослідження

Дослідження проведено на прикладі девастрованих ландшафтів, сформованих унаслідок техногенного впливу вугільної промисловості.

Під час польових досліджень та за допомогою програмного забезпечення Google Earth оцінено придатні до рекультивації площі териконів у межах

Червоноградського гірничопромислового району, зокрема, шахти «№2 - Червоноградська» та «Межирічанська», що входять до складу ДП «Львіввугілля» і розташовані в межах Червоноградського гірничопромислового району. Терикони, утворені поблизу зазначених шахт, є типовими об'єктами вугільної промисловості Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну, які становлять підвищений рівень екологічної небезпеки через нестабільність техногенних масивів, порушення природного дренажу та низький ступінь рекультивації. Їх вибір зумовлений поєднанням таких чинників, як географічна доступність, контрастність ступеня рекультивації та наявність різних екологічних ризиків, зокрема порушення природного дренажу, нестабільність масивів і низький рівень біологічного відновлення.

Для забезпечення репрезентативності результатів дослідження було застосовано диференційований підхід до вибору ділянок для забору проб: зразки ґрунтів для біоіндикаційних досліджень були відібрані на території терикону шахти «№2 - Червоноградська» як такої, що найбільш чітко репрезентує типові фізико-хімічні умови деградованого субстрату в межах регіону. Натомість вивчення стічних вод, мікрокліматичних параметрів та просторових характеристик техногенного впливу проводилося на териконі шахти «Межирічанська», який відзначається кращою логістичною доступністю для інструментальних вимірювань та наявністю відкритих дренажних каналів, що дозволяло здійснювати безперервний моніторинг параметрів у природних умовах.

Такий розподіл об'єктів дослідження дозволив максимально повно охопити різні аспекти екологічної оцінки техногенних ландшафтів - від мікросередовищних характеристик до біологічної реакції на вплив субстрату й водночас забезпечити коректність та порівнюваність отриманих результатів.

Терикон шахти «№2 - Червоноградська» розташований на північній околиці м. Червоноград, у безпосередній близькості до житлових масивів, що спричиняє негативний вплив на довкілля та стан здоров'я населення (рис. 2.2).



Рисунок 2.2 - Супутникове зображення терикону шахти «№2 - Червоноградська» (Google Maps, 2025)

Він характеризується значними об'ємами гірських відходів, стрімкими схилами, а також наявністю локальних зон самозаймання. У нижній частині терикону зафіксовано виведення фільтраційних шахтних вод на денну поверхню, що супроводжується формуванням техногенно змінених ґрунтів і забрудненням поверхневого стоку.

Терикон шахти «Межирічанська», розташований на південний захід від смт. Гірник, є меншим за площею, однак також має високий ступінь техногенного навантаження (рис. 2.3). Значна частина його поверхні зазнала ерозійного розмивання, частково колонізована спонтанною рослинністю, здебільшого представлена різнотрав'ям і піонерними злаковими видами. Тут простежується активне вилужування елементів з гірничої маси, що впливає на хімічний склад дренажних вод.

Терикони представлені відвалами гірських порід, що утворилися внаслідок проходження гірничих виробок та видобутку вугілля.

Геоморфологічні характеристики обох териконів свідчать про високу нестабільність субстратів, схильність до зсувних процесів і складні умови для природного відновлення.

Географічно досліджувана територія розташована у північній частині Львівської області. Рельєф місцевості характеризується хвилястими формами з

переважанням техногенних елементів - штучно створених насипів, зокрема териконів, а також тимчасових водовідвідних каналів. Переважна висота териконів становить 18 - 25 метрів. Висота досліджуваних териконів становила більше 20 метрів, що відповідає середнім показникам для подібних об'єктів регіону.



Рисунок 2.3 - Супутникове зображення терикону шахти «Межирічанська»
(Google Maps, 2025)

За своїм складом відвали містять уламки пісковиків, аргілітів, сланців, супроводжуваних незначними залишками вугілля. Поверхня териконів у значній мірі зазнала трансформації внаслідок ерозійних процесів, часткової колонізації рослинністю (у вигляді спонтанної сукцесії), а також локальних зон самозаймання. В межах підніжжя відзначено зони підтоплення, розвиток гідроморфних ґрунтів і вихід фільтраційних шахтних вод на поверхню (рис. 2.4).

Клімат району - помірно континентальний, із середньорічною температурою повітря $+7,5^{\circ}\text{C}$ та річною кількістю опадів близько 650 - 750 мм. Ці умови сприяють сезонному варіюванню водно-повітряного режиму техногенних субстратів, що, у свою чергу, впливає на швидкість природного ґрунтоутворення та динаміку фітомеліоративних процесів.



Рисунок 2.4 - Ерозійні процеси на досліджуваних териконах

Загалом досліджувані терикони є типовим прикладом незареєстрованого джерела техногенного навантаження вуглевидобувної промисловості, що характеризуються поєднанням нестабільних геофізичних умов, забрудненням водного середовища та фрагментарного рослинного покриву. Саме тому їх екологічний аналіз є важливим для розуміння потенціалу фітомеліорації на територіях, трансформованих діяльністю вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району.

2.3 Методичні підходи до відбору та підготовки зразків субстратів, стічних вод у зоні впливу досліджуваних вугільних відвалів

Для забезпечення достовірності результатів та репрезентативності аналітичних даних дослідження було здійснено відбір зразків техногенних субстратів і стічних вод у межах зони впливу териконів шахт «№2 Червоноградська» та «Межирічанська». Польові дослідження проводились у літній та осінній періоди з урахуванням кліматичних умов, просторової

неоднорідності техногенних масивів, а також морфологічних особливостей відвалів.

2.3.1 Відбір і підготовка зразків субстратів

Відбір твердих зразків субстратів проводився на різних морфологічних елементах декількох териконів - верхівці, схилах, біля підніжжя.

У межах досліджуваних териконів проби відбирались із техногенних субстратів териконів, представлених переважно слабодиференційованими породами пісчано-глинистого типу з домішками уламків вугілля. На периферійних ділянках зафіксовано формування первинного ґрунтового профілю, класифікованого як технозем.

Відбір проб здійснювався за методикою локального дослідження, що передбачає систематичне зонування території з подальшим відбором зразків у межах встановлених інтервалів [47]. Зокрема, пункти відбору розміщувалися з інтервалом 100 - 500 метрів відповідно морфології терикону, характеру забруднення та доступності ділянок. Такий підхід забезпечував достатню просторову репрезентативність і дозволяв врахувати мікрорельєф та локальні особливості субстрату. Також було взято 1 пробу чистого ґрунту за межами досліджуваної місцевості.

Усі точки відбору були зафіксовані з використанням портативного GPS-приймача (*Garmin eTrex*), що дало змогу точно визначити географічні координати пробозабірних точок і використати ці дані для подальшої просторової візуалізації в межах картографічного моделювання.

На кожній ділянці відбиралися комбіновані проби з глибини 0 - 10 см і 10 - 20 см. Для цього використовувалися ручні бурильні пробовідбірники та металеві шпателі (рис. 2.5).

Проби упаковувалися у поліетиленові пакети, маркувалися та доставлялися до лабораторії Дністровського басейнового управління водних

ресурсів Державного агентства водних ресурсів України, де я безпосередньо брала участь у проведенні досліджень [70].



Рисунок 2.5 - Польові дослідження, відбір зразків ґрунтів у межах об'єкту дослідження за допомогою ручного пробовідбірника ґрунтів

Загалом було відібрано понад 30 зразків субстратів, що дозволило охопити різні частини териконів і сформувати статистично надійну вибірку.

Для дослідження було обрано важкі метали, які характеризуються підвищеною екотоксичністю та потенційною небезпекою для довкілля. Інші елементи, концентрації яких не перевищували гранично допустимих значень або були відсутні, не розглядалися у подальшому аналізі, оскільки не становили загрози для навколишнього середовища [112].

Частина лабораторних досліджень проводилася на базі кафедри екології Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу, у лабораторії радіометричних методів досліджень (рис. 2.6). Для аналізу вмісту природних радіонуклідів, зокрема калію, радію та торію, використовувалися прилади СРП - 88 (радіометр), РКП - 305М (концентратомір), а також спектрометр SBS - 30.



Рисунок 2.6 - Лабораторні дослідження відібраних зразків субстратів на базі Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу.

Лабораторія радіометричних методів досліджень

З метою проведення глибшого хімічного аналізу експериментальні дослідження проводилися у лабораторії моніторингу вод на базі БУВРУ [70].

Відбір проб техногенних субстратів здійснювався з урахуванням вимог чинних нормативних документів, зокрема ДСТУ ISO 10381-5:2009 "Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 5. Настанови з процедури дослідження міських і промислових ділянок щодо забрудненості ґрунту" та ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019 "Охорона довкілля. Якість ґрунту. Загальні вимоги до відбирання проб". Ці стандарти регламентують основні вимоги до організації пробозабору на техногенно навантажених територіях, порядок відбору, обсяг, кратність та умови зберігання зразків ґрунтів для подальшого аналітичного дослідження [47, 51].

Таким чином, у межах дослідження було здійснено просторово-репрезентативний відбір зразків техногенних субстратів териконів із дотриманням нормативних вимог і методичних рекомендацій. Враховано морфологічні особливості відвалів, глибину залягання, тип субстрату та інтервальність зонування. Проведена попередня лабораторна підготовка зразків забезпечила достовірність і надійність подальших аналітичних досліджень щодо

оцінки фізико-хімічних властивостей ґрунтового середовища в зоні впливу вугільних відвалів.

2.3.2 Методика відбору та підготовки проб стічних вод у зоні техногенного впливу

З метою оцінювання хімічного складу водного середовища, трансформованого під впливом техногенних об'єктів, було здійснено відбір зразків стічних вод у межах терикону шахти «Межирічанська».

Проби відбиралися з поверхневих потоків (відкритого дренажу), що стікали з тіл териконів, а також із техногенних водойм, сформованих у прифутлярних зниженнях поблизу підніжжя.

Розміщення пробозабірних точок здійснювалося за принципом локального дослідження, що передбачає рівномірне зонування території з урахуванням рельєфу, гідрологічних умов та потенційних джерел забруднення. Інтервал між точками відбору становив у середньому 100 - 500 м. [56]. Вибір точок обумовлювався характером гідрологічного потоку, наявністю застійних зон, візуальними ознаками забруднення, а також просторовим розташуванням відносно терикону. Пункти відбору були закріплені GPS-координатами.

Пробовідбір проводився відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-6:2001 "Настанови щодо відбирання проб поверхневих та стоячих вод" та ДСТУ ISO 5667-10:2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод (ISO 5667-10:1992, IDT), які регламентують технічні вимоги до пробозабору, умов консервації, зберігання та транспортування водних зразків. Методика відбору була узгоджена із загальними положеннями наказу Мінекології України №52 від 14.03.2007, що визначає вимоги до проведення вимірювань у межах державного моніторингу вод [48, 49].

Вода відбиралася у стерильні поліетиленові пляшки об'ємом 1,5 л, які попередньо промивалися досліджуваною водою безпосередньо на місці. Для

кожної проби велися польові журнали, де фіксувались: дата, час, місце, погодні умови, тип джерела, візуальні характеристики (запах, колір, каламутність тощо) (рис. 2.7).



Рисунок 2.7 - Польові дослідження, відбір проб стічних вод у межах об'єкту дослідження

Вода була доставлена до лабораторії протягом 24 годин, при цьому забезпечивши її охолодження акумуляторами холоду та термосумкою.

Після відбору зразки стічних вод були передані для подальшого аналітичного дослідження до лабораторії моніторингу вод Західного регіону при Дністровському басейновому управлінні водних ресурсів Державного агентства водних ресурсів України.

У цій лабораторії здійснювалося визначення фізико-хімічних показників (рН, електропровідність, жорсткість, мінералізація, вміст сульфатів, хлоридів, фтору, заліза тощо), а також встановлення концентрацій важких металів, що є потенційно токсичними для ґрунтово-рослинного покриву.

Дослідження у лабораторії виконувалися на сучасному аналітичному приладі атомно-емісійний спектрометр з індуктивно-зв'язаною плазмою для визначення важких металів (акредитована згідно з європейськими стандартами ISO/IEC 17025:2019) (рис. 2.8) [70].



Рисунок 2.8 - Лабораторні дослідження зразків стічних вод та субстратів у рамках оцінювання екологічного стану техногенно девастрованих територій

Визначення хімічних та фізико-хімічних показників якості води регламентується Постановою Кабінету Міністрів України № 758 від 19.09.2018 року [109].

Пробовідбір стічних териконових вод проводився з урахуванням гідрологічних умов, просторової диференціації та характеру забруднення в межах зони впливу вугільних териконів. Застосування локального методу дослідження та дотримання вимог чинних нормативних документів забезпечили репрезентативність зразків і надійність подальших аналітичних результатів.

Відібрані зразки були охолоджені та передані до акредитованої лабораторії з метою визначення фізико-хімічних параметрів та вмісту важких металів, що дозволило нам провести об'єктивне екологічне оцінювання рівня техногенного навантаження досліджуваних вугільних відвалів.

2.4 Фізико-хімічна характеристика компонентів довкілля у межах зони техногенного впливу териконів

У процесі функціонування вугільних шахт формуються значні обсяги порід, що утворюють техногенні геосистеми - терикони, які чинять суттєвий

вплив на стан довкілля. З метою комплексної оцінки екологічного стану територій, прилеглих до відвалів шахт, проведено дослідження фізико-хімічних параметрів довкілля у межах досліджуваного терикону шахти «Межирічанська» та зон їхнього техногенного впливу.

Екологічне оцінювання включало визначення радіаційного фону на пунктах відбору проб, температури поверхні, відносної вологості повітря, рівня освітленості, кислотності (рН) ґрунту. Вказані параметри є індикаторними показниками екологічного навантаження на природне середовище та дозволяють виявити потенційні ризики для екосистем і здоров'я населення.

2.4.1 Визначення радіаційного фону у зоні впливу техногенного об'єкту

Радіаційний фон у межах зони впливу териконів визначався з метою виявлення потенційного іонізуючого навантаження на довкілля, зумовленого техногенними процесами, що супроводжують експлуатацію та деградацію гірничих відвалів. Вимірювання проводилися безпосередньо у точках відбору проб ґрунту, що дозволяє корелювати дані радіаційного забруднення з іншими фізико-хімічними показниками середовища.

Дослідження здійснювалося за допомогою портативного дозиметра-радіометра типу "BOSEAN" FS-600, який призначений для вимірювання потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання (ПЕД) у межах природного фону. Прилад було попередньо відкалібровано відповідно до вимог експлуатаційної документації [88].

Вимірювання проводилися на висоті 1 метр від поверхні ґрунту за температури навколишнього середовища від +10 до +25 °C у стандартних метеоумовах.

Для підвищення достовірності результати кожного вимірювання повторювалися тричі, після чого обчислювалося середнє арифметичне значення.

Пункти вимірювань були розміщені на різній відстані від основи териконів (від 10 м до 500 м) з урахуванням напрямку переважаючих вітрів та рози вітрів регіону. Географічні координати кожної точки фіксувалися за допомогою GPS-навігації, що дозволяє здійснити просторовий аналіз отриманих даних (рис. 2.9).



Рисунок 2.9 - Проведення вимірювання потужності еквівалентної дози γ -випромінювання поблизу терикону шахти «Межирічанська» та у межах прилеглих населених пунктів з метою порівняльного оцінювання радіаційного фону

З метою порівняльного аналізу та виявлення особливостей формування локального радіаційного фону додаткові вимірювання потужності еквівалентної дози γ -випромінювання були також проведені в межах кількох населених пунктів Львівської області, а саме: м. Червоноград, м. Великі Мости, м. Львів та с. Сілець. Це дозволило визначити регіональні фонові значення та здійснити співставлення з рівнями радіаційного навантаження у зоні техногенного впливу териконів.

Інтерпретація результатів здійснювалася шляхом порівняння отриманих значень із нормативами, встановленими чинним стандартом НРБУ-97 «Норми радіаційної безпеки України» [88, 55]. Згідно з нормативними документами, природний радіаційний фон на території Львівсько-Волинського вугільного басейну, як правило, не перевищує 0,30 мкЗв/год.

Для зручності подальшого аналізу отримані результати були узагальнені та структуровані у вигляді таблиці, що відображають значення потужності еквівалентної дози в кожній точці вимірювання.

Таким чином, результати дослідження радіаційного фону відображають характерні рівні потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання у зоні впливу териконів. Методологічний підхід, що включав повторюваність вимірювань, стандартизовані умови та просторову варіативність точок контролю, забезпечив достовірність результатів. Отримані дані створюють основу для подальшої оцінки радіаційного навантаження на довкілля та виявлення потенційних зон екологічного ризику.

2.4.2 Вимірювання рівня освітленості дослідних ділянок як мікрокліматичного показника

Освітленість як фізичний показник природного середовища впливає на мікроклімат території, фотосинтетичну активність рослинності та розвиток ґрунтово-рослинного покриву. Техногенні форми рельєфу, зокрема терикони, спричиняють затінення прилеглих територій, що впливає на зміну режиму природного освітлення. У межах даного дослідження здійснювалося вимірювання рівня освітленості у вибраних контрольних точках, розташованих у різних місцях досліджуваного терикону.

Польові вимірювання проводилися з використанням цифрового люксметра LuxMeter LX-1010BS, що має робочий діапазон вимірювання 0 - 50 000 лк із точністю $\pm 3\%$. Прилад було відкалібровано відповідно до заводських параметрів.

Вимірювання проводилися у денний період за ясної погоди (без хмарності) між 11:00 та 14:00 год, коли рівень природного освітлення є найбільш стабільним. Детектор люксметра фіксувався горизонтально на висоті 1 м над поверхнею землі, орієнтований до джерела світла (рис. 2.10).



Рисунок 2.10 - Польові дослідження. Визначення інтенсивності світлового потоку на дослідній ділянці

У кожній точці проводили три послідовні вимірювання з подальшим обчисленням середнього значення. Контрольні ділянки були обрані як у відкритих місцях, так і в умовах часткового затінення від териконів, що дозволило охопити повний спектр впливу антропогенно модифікованого рельєфу на рівень освітленості. Географічні координати кожної точки були зафіксовані для просторової візуалізації результатів. Отримані дані були узагальнені в аналітичну таблицю (табл. 3.20).

Інтерпретація отриманих результатів освітленості здійснювалася з урахуванням орієнтовних значень, наведених у ДБН В.2.5-28:2018 «Природне і штучне освітлення», згідно з якими рівень природного освітлення у ясну погоду може досягати 100 000 лк, а в умовах затінення - знижуватись до 10 000 лк. Додатково враховувалися методичні рекомендації з оцінки мікрокліматичних умов у відкритому середовищі, які вказують на типові діапазони освітленості: 90 000 - 100 000 лк при сонячній погоді та 1 000 - 10 000 лк за суцільної хмарності [55].

Результати дослідження рівня природної освітленості засвідчили наявність просторових коливань інтенсивності світлового потоку у зоні впливу териконів, що зумовлено як рельєфними особливостями, так і наявністю зон затінення.

Встановлене зниження освітленості на окремих ділянках впливає на мікроклімат, фотосинтетичну активність рослинності та загальний стан екосистеми техногенно зміненого середовища.

2.4.3 Кислотність ґрунту як індикатор техногенної трансформації середовища

Показник кислотності ґрунтового середовища (рН) є одним із базових параметрів, що відображає хімічний стан ґрунту, впливає на доступність елементів живлення для рослин, активність мікробіоти та загальний рівень ґрунтової токсичності. У межах досліджуваних ділянок, прилеглих до терикону, проводилося визначення рН водної витяжки ґрунту з метою оцінки хімічної реакції середовища в умовах техногенного впливу.

Визначення кислотності здійснювалося експрес-методом за допомогою польового рН-метра, який забезпечує вимірювання рН у діапазоні від 3,0 до 9,0 з точністю $\pm 0,1$. Прилад був відкалібрований у стандартних буферних розчинах (рН 4,00; 7,00) згідно з інструкцією виробника.

Проби ґрунту відбиралися з глибини 10 - 15 см у точках, просторово узгоджених із іншими досліджуваними у дисертаційній роботі параметрами. Для підвищення точності кожне значення фіксувалося двічі, з подальшим розрахунком середнього показника.

Результати вимірювань було систематизовано у таблиці, де наведено значення кислотності для кожної точки, що дозволило простежити просторову варіацію рН у межах зони техногенного навантаження. Ділянки з рН < 5,5 розглядалися як потенційно закислені, що може бути наслідком впливу продуктів окиснення сульфидовмісних порід терикону.

Визначення кислотності здійснювалося відповідно до вимог ДСТУ 8346:2015 «Ґрунти. Визначення рН водної витяжки», що забезпечує достовірність отриманих результатів у польових умовах. Отримані значення

інтерпретувалися згідно з агрохімічною класифікацією кислотності, яка дозволяє оцінити потенційну фітотоксичність середовища [45].

Дослідження кислотності ґрунтового покриву у межах зони техногенного впливу териконів виявило наявність ділянок із зниженою реакцією середовища, що свідчить про потенційне закислення ґрунтів. Така ситуація обумовлена процесами окиснення сульфідовмісних порід та вимиванням кислотних компонентів із відвалів. Встановлені значення рН відповідають діапазону, що характеризує ґрунти з порушеною хімічною рівновагою, і потребують подальшого екологічного оцінювання щодо впливу на біоценози та агроєкосистеми.

2.4.4 Визначення відносної вологості повітря у межах зони впливу терикону

Відносна вологість є одним із основних мікрокліматичних показників, що впливає на процеси випаровування, теплообміну, фотосинтетичну активність рослин, а також на розкладання органічних речовин у ґрунті. У межах зон техногенного впливу териконів дослідження вологості повітря дозволяє виявити мікрокліматичні особливості, зумовлені змінами у структурі поверхні, рельєфі та рослинності.

Польові вимірювання відносної вологості здійснювалися за допомогою портативного термогігрометра LINI-T UT333 BT, який вимірює вологість повітря у діапазоні 0–100% з точністю $\pm 3\%$. Вимірювання проводилися на висоті 1,5 м від поверхні землі в умовах відкритого простору. Щоб мінімізувати вплив короточасних коливань, дані фіксувалися тричі з інтервалом у 2 - 3 хвилини, після чого обчислювали середнє значення.

Вимірювання здійснювалися у ранковий (09:00 - 11:00) та денний (13:00 - 15:00) періоди для виявлення добових коливань. Дані реєструвалися у точках, просторово узгоджених із іншими екологічними параметрами. Геолокація

кожної точки вимірювання фіксувалася за допомогою GPS для подальшого просторового аналізу.

Для інтерпретації результатів враховувалися фонові значення вологості, характерні для даного регіону в період досліджень, відповідно до кліматичних даних Укргідрометцентру.

Інтерпретація результатів здійснювалася з урахуванням нормативного документа ДСТУ 7679:2015, ДСТУ ISO 8756:2008 а також кліматичних даних Укргідрометцентру для визначення відповідності дослідних показників фоновим значенням регіону [44, 50].

Результати вимірювання відносної вологості повітря засвідчили наявність просторової варіації мікрокліматичних умов у межах зон техногенного навантаження. Виявлені коливання вологості зумовлені змінами рельєфу, наявністю оголених ділянок без рослинного покриву, а також впливом фізико-географічних факторів, зокрема експозиції схилів, ступеня антропогенної трансформації території, рівня інсоляції та близькості до водних об'єктів. Порівняння отриманих результатів з нормативними дало можливість підтвердити наявність незначних локальних відхилень, характерних для територій із порушеною структурою природного ландшафту.

2.5 Проективне покриття рослинності як індикатор фіторегенерації породних відвалів

Проективне покриття (перекриття) є одним із базових біоіндикаційних параметрів, що відображає рівень розвитку рослинного покриву на техногенно змінених територіях. Даний показник характеризує частку площі поверхні ґрунту, яку займає надземна частина рослинності при її вертикальному проєктуванні. Його значення є важливим критерієм для оцінки стану фітоценозів та фітомеліоративного потенціалу території.

Вимірювання проєктивного покриття здійснювалося шляхом візуальної оцінки площі, зайнятої рослинністю, у межах стандартного квадрата, площею 1

м², розташованого на поверхні породного відвалу. Для досліджуваного терикону було вибрано по кілька репрезентативних ділянок з різними умовами експозиції, мікрорельєфу та типом субстрату.

Деревну та чагарникову рослинність вивчали зі східного, північного, південного, західного боку та вершини терикону шахти «Межирічанська».

У межах кожної ділянки встановлювались 4 облікових квадрати, у яких фіксували:

- загальну площу покриття живою рослинністю (%),
- домінуючі види або типи рослинності (злакові, бобові, мохи, бур'яни тощо).

Оцінювання здійснювалось у безвітряну погоду, за сухої поверхні субстрату, у період максимальної вегетації. Прикладна оцінка рівня проєктивного покриття проводилася за такою шкалою:

- 0 - 25% - слабе покриття;
- 26 - 50% - помірне покриття;
- 51 - 75% - добре розвинений рослинний покрив;
- 76 - 100% - суцільне покриття.

Інтерпретація проєктивного покриття проводилася за загальноприйнятою шкалою, рекомендованою у геоботанічній практиці (М. А. Голубець, С. А. Стойко, Я. П. Дідух) [36, 42, 117].

Методологічно підхід узгоджується з сучасними рекомендаціями MAES щодо оцінки стану екосистем на основі рослинного покриву.

У ході польових досліджень (рис. 2.12) проєктивне покриття рослинності було визначено на 28 точках, рівномірно по периметру і площі породного відвалу шахти «Межирічанська». Така сітка спостережень дозволила отримати кількісну характеристику щільності рослинного покриву на всіх функціональних зонах техногенного утворення. Водночас, для характеристики таксономічної структури фітоценозу, а також з метою виявлення закономірностей горизонтального розподілу рослинності, результати було узагальнено відповідно

до чотирьох експозиційних секторів (північний, південний, східний, західний), в межі яких потрапляли відповідні облікові точки.



Рисунок 2.12 - Візуальна оцінка проєктивного покриття рослинного покриву на поверхні досліджуваного породного відвалу

Отримані результати проєктивного покриття використовуються як базовий індикатор для подальшої оцінки горизонтальної структури рослинного покриву та є необхідною основою для розрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ).

2.6 Біотестування фітотоксичних властивостей гірських порід породного відвалу за реакцією тест-культур

Одним із ефективних підходів до оцінки фітотоксичності гірських порід техногенного походження є метод біоіндикації з використанням тест-культур. Цей метод дає змогу виявити потенційну екологічну небезпеку субстратів для рослинних організмів, що є важливим на етапі планування рекультиваційних заходів. Біотестування відвальних порід дозволяє кількісно оцінити вплив

субстратів на проростання, розвиток і стан модельних рослин та є надійним індикатором рівня фітотоксичності середовища.

Біоіндикаційне дослідження проводилося на зразках трьох типів порід породного відвалу шахти «Межирічанська»: негоріла порода, горіла порода та обвітрена порода. Відібрані зразки характеризувалися різними морфогенетичними властивостями та ступенем техногенного перетворення.

Для забезпечення об'єктивності оцінки було відібрано контрольний ґрунтовий зразок, з екологічно стабільної ділянки, розташованої поза зоною техногенного навантаження, на ньому проводили вирощування тест-рослин за аналогічною схемою.

У якості тест-культур використовували хрінницю сійну (*Lepidium sativum* L.) та гірчицю білу (*Sinapis alba* L.) - швидкорослі, чутливі до умов середовища рослини, що часто застосовуються у біоіндикаційних дослідженнях. Посіви цих культур служать як сидеральні добрива [119, 18].

Видове різномайття представників родини тест-рослин вирізняється морфо-фізіологічними особливостями, які є важливими для ефективного перебігу фітомеліоративних процесів. Внаслідок їх вирощування у субстратах відбувається накопичення азоту та його сполук, що, у перспективі, сприятиме збагаченню ґрунтової товщі поживними речовинами, покращенню механічної структури субстрату та підвищенню здатності до утримання вологи. Це, у свою чергу, створює більш сприятливі умови для росту інших трав'янистих і деревно-чагарникових рослин.

Для експерименту використовували чашки Петрі, які заповнювали відповідними субстратами. Кожен варіант (тип породи, вид рослини) відтворювався у трьох повтореннях. Субстрати зволожувалися до 60% польової вологості. У кожену ємність висівали по 10 насінин тест-культури. Контрольним варіантом виступав зразок із дерново-підзолистим ґрунтом, типовим для прилеглої території [19].

Дослідження проводилися за постійних лабораторних умов: температура $+22 \pm 2$ °C, освітлення 12 год/добу, вологість повітря 60 - 70%. Тривалість досліду - 14 діб.

Облік результатів здійснювали за такими показниками:

- енергія проростання - кількість насінин, що проросли на 5-ту добу (%);
- енергія проростання на 10-ту добу (%);
- середня довжина проростків (см) на 14-й день;
- довжина кореневої системи;
- візуальна оцінка стану рослин - наявність деформацій, хлорозу, пригнічення росту.

Спостереження за розвитком тест-рослин здійснювалися на 5-й, 10-й та 14-й день після висіву, що дало змогу відстежити динаміку проростання, виявити ознаки фітотоксичного впливу субстратів та оцінити життєздатність сіянців.

Отримані результати порівнювали між типами порід і контрольним зразком для встановлення ступеня фітотоксичності субстратів.

Біоіндикаційна оцінка здійснювалася відповідно до положень, викладених у методичних рекомендаціях з проведення біотестування ґрунтів та субстратів (Мінприроди України, 2011), а також із урахуванням підходів, адаптованих із міжнародної практики біоіндикаційних досліджень ISO 11269-2:2012 [46].

Біоіндикаційне дослідження субстратів породного відвалу шахти «Межирічанська» дозволило виявити істотні відмінності у впливі різних типів порід на проростання та розвиток тест-культур. Найнижчі показники спостерігались у варіантах із горілою породою, що свідчить про її вищу фітотоксичність порівняно з негорілою та обвітреною породами. Отримані результати є основою для подальшої оцінки екологічної придатності відвальних порід до біологічної рекультивації.

2.7 Кореляційно-регресійний аналіз екологічних показників породних відвалів

Комплексна оцінка екологічного стану техногенно порушених територій потребує не лише збору ізольованих показників, але й виявлення статистично достовірних взаємозв'язків між ними. Кореляційно-регресійний аналіз є ефективним інструментом математичної обробки даних, що дозволяє оцінити ступінь і напрям взаємозв'язків між екологічними показниками, а також побудувати аналітичні моделі, здатні прогнозувати зміни у стані середовища під впливом окремих чинників.

Кореляційно-регресійний аналіз - це побудова та аналіз математичної моделі у вигляді рівняння регресії (рівняння кореляційного зв'язку), що відображає залежність результативної ознаки від однієї або кількох ознак факторів і надає оцінку міри тісноти зв'язків [93].

Він є класичним методом найбільш імовірного моделювання, який вивчає взаємозв'язки, що встановлюються в середньому для великої сукупності даних, одержаних з інформаційної бази, яка має достатньо типові та надійні статистичні характеристики. При цьому враховується якісна однорідність (наближеність умов формування результативних і факторних ознак) та кількісна однорідність (відсутність одиниці спостереження, яка за числовими характеристиками суттєво відрізняється від основної маси даних).

Для кореляційно-регресійного аналізу використовували масив польових та лабораторних даних, отриманих у процесі дослідження територій породних відвалів, зокрема:

- вміст важких металів у ґрунтах;
- вміст важких металів у стічних водах;
- радіаційний фон;
- відносна вологість повітря, освітленість, кислотність ґрунту, проєктивне покриття рослинності;
- значення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ).

Щоб збільшити точність прогнозу та зменшити мінливість показника, використовуються багатofакторні моделі (множинна кореляція). При виборі незалежних змінних (факторів) в таких моделях потрібно враховувати наявність зв'язку з залежною змінною (показником) та відсутність тісного зв'язку з будь-якою іншою незалежною змінною, тобто взаємною кореляцією. Фактори повинні відображати різні аспекти досліджуваного процесу.

У результаті здійснюються пошук і оцінювання тісноти зв'язку між декількома випадковими ознаками або факторами (кореляційний аналіз), а в подальшому встановлюється конкретний вид залежності між досліджуваними параметрами (регресійний аналіз) [142].

Ці особливості потребують розв'язання двох задач: знаходження форми функціонального зв'язку та визначення міри наближення кореляційного зв'язку з ним.

Найскладнішою проблемою є вибір форми зв'язку, аналітичного виразу, на підставі чого за наявними факторами визначають результативну ознаку-функцію. Ця функція має краще за інші відображати реальні зв'язки між досліджуваним показником і факторами. Емпіричне обґрунтування типу функції за допомогою графічного аналізу зв'язків для багатofакторних моделей майже непридатне.

Форму зв'язку можна визначати добором функцій різних типів, але це пов'язане з великою кількістю зайвих розрахунків. Зважаючи на те, що будь-яку функцію багатьох змінних шляхом логарифмування або заміни змінних можна звести до лінійного вигляду, рівняння множинної регресії можна виразити у лінійній формі:

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_3 + \dots + a_nx_n, \quad (2.1)$$

де: y - розрахункові значення результативної ознаки-функції;

$x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ - факторні ознаки для кожного з окремо перелічених факторів;

$a_0, a_1, a_2, a_3, \dots, a_n$ - коефіцієнти рівняння регресії, які обчислюють методом

найменших квадратів, розв'язавши систему нормальних рівнянь:

$H_0: a_0 = a_1 = a_2 = a_3 = \dots = a_n = 0$, проте жоден із факторів, включених в регресію не має суттєвого (значимого) впливу на відгук y . В якості альтернативи розглянемо гіпотезу $H_1: R^2 \neq 0$, тобто хоча б один з коефіцієнтів регресії $a_i \neq 0$. При перевірці цієї гіпотези використовується статистика:

$$F = \frac{R^2}{1 - R^2} \cdot \frac{n - p}{p - 1}, \quad (2.3)$$

де: n - кількість спостережень, за якими обчислювалось значення R ;
 p - число параметрів регресії.

При перевірці гіпотези H_0 використовується правостороння критична область $\Omega [f(\alpha; p - 1; n - p), \infty)$, де $F_{кр} = f(\alpha; p - 1; n - p)$ критичне значення порядку α розподілу Фішера-Снедекера з $(p - 1)$ та $(n - p)$ ступенями вільності.

Тоді правостороння критична область визначається нерівністю $f > F_{кр}$, а область прийняття нульової гіпотези – нерівністю $f < F_{кр}$.

Якщо обчислене значення f статистики більше за її критичне значення $F_{кр}$, тобто $f > F_{кр}$, то тоді нульова гіпотеза H_0 відхиляється та приймається альтернативна гіпотеза H_1 .

У цьому випадку коефіцієнт детермінації R^2 суттєво відрізняється від нуля, функція регресії статистична значима та адекватно описує вихідні дані.

Ступінь впливу кожної з ознак, оцінюють на основі перевірки гіпотези про статистичну значимість коефіцієнта рівняння регресії, що відповідає даній ознаці.

Для цього висувається гіпотеза $H_0: a_i = 0$, про те, що фактор x_i , не має суттєвого впливу на відгук y . В якості альтернативи висувається гіпотеза $H_1: a_i \neq 0$. При перевірці даної гіпотези використовується двохстороння область $\Omega: (|T| \geq t(\alpha/2; n - p))$, де $T = t(\alpha/2; n - p)$ - критичне значення порядку $\alpha/2$ розподілу Стьюдента з $(n - p)$ ступенями вільності.

Якщо $t_i \leq T_{кр}$, приймається гіпотеза $H_0: a_i=0$, в протилежному випадку вважається, що цей коефіцієнт відмінний від нуля.

Враховуючи, що об'єм даних є порівняно великий для знаходження коефіцієнтів рівняння регресії, використовують програму Excel, так як там є вбудовані статистичні функції, які дають змогу це швидко зробити.

Застосування кореляційно-регресійного аналізу дозволило виявити статистично достовірні взаємозв'язки між фізико-хімічними та біоіндикаційними показниками техногенно змінених територій. Це дало змогу не лише підтвердити комплексний характер впливу відвалів на довкілля, а й створити аналітичну основу для прогнозування екологічного стану досліджуваних ділянок за ключовими індикаторами.

2.8 Геоінформаційні методи оцінювання просторового розподілу техногенного забруднення

У сучасних екологічних дослідженнях важливу роль відіграє геоінформаційний аналіз, що забезпечує можливість просторового відображення, аналізу та моделювання екологічного стану територій, порушених техногенною діяльністю. Застосування геоінформаційних систем (ГІС) дозволяє інтегрувати результати польових досліджень, аналітичні дані та супутникові матеріали для створення тематичних карт, що візуалізують ступінь забруднення, рівень фітотоксичності, а також просторове поширення деградованих ділянок. У межах даного дослідження ГІС-технології були використані для виявлення екологічно трансформованих територій, побудови прогнозованої карти змін, а також для оцінки ефективності фітомеліоративних заходів [196, 58].

Для оцінки техногенного впливу териконів на навколишнє природне середовище використано сучасні підходи геоінформаційного моделювання. Зокрема, проведено просторовий аналіз території досліджуваної ділянки з використанням мультиспектральних супутникових знімків Landsat-TM (рис. 2.13).

Досліджування здійснювалося шляхом розрахунку:

- щільності міської забудови - для визначення ступеня урбанізації території та її чутливості до техногенного забруднення;
- ділянок рослинного покриву - для виявлення змін у стані рослинності внаслідок впливу відвалів;
- відкритих ґрунтів у межах буферних зон териконів (радіус 500 м) - для оцінки ступеня деградації ґрунту та ризиків його забруднення.

На основі отриманих даних встановлено частку площі буферних зон, зайняту об'єктами, що піддаються небезпечному впливу териконів, а також визначено зони з підвищеною концентрацією забруднюючих речовин (рис. 2.13).

У процесі комплексного екологічного оцінювання важливим етапом є аналіз хімічного складу ґрунтів, зокрема визначення регіонального фонових рівня вмісту забруднюючих речовин. Показники регіонального фону виступають критерієм порівняння для виявлення ступеня антропогенного навантаження на досліджувану територію, що враховує природні особливості геологічної будови, тип ґрунту та кліматичні умови регіону.

Методика оцінювання техногенного впливу териконів базується на використанні:

- еколого-техногеохімічних карт;
- баз даних про стан рослинного покриву, температуру та вологість поверхні;
- геоінформаційного аналізу щільності забудови, водних об'єктів та відкритих ґрунтів.

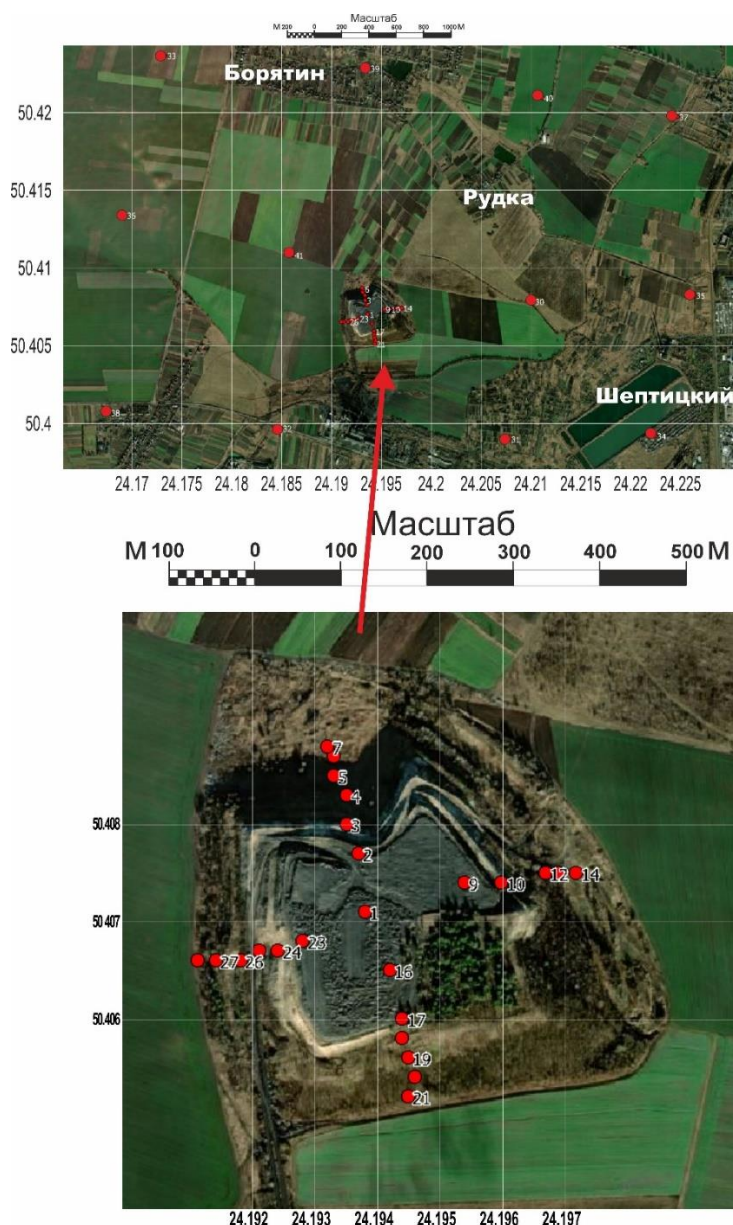


Рисунок 2.13 - Карта фактичного матеріалу

Фоновий вміст (Сф) визначається статистичним методом групування проб за інтервалами концентрацій. Такий метод визначення фонових концентрацій для ґрунтів було запропоновано проф. О. Адаменком [196].

Процедура розрахунку фонового вмісту:

1. Виконується групування проб за характерними інтервалами вмісту елементів.
2. Обчислюється середнє значення вмісту елемента для кожної групи.
3. Фоновий вміст (Сф) розраховується як середнє значення вмісту елемента у не менше, ніж 66,6% проб із найменшими концентраціями:

$$C_{\phi} = \sum C_i / N \quad , \quad (2.4)$$

де: C_i - середній вміст елемента в групі;

N - кількість проб, що охоплюють 66,6% вибірки [234].

Такий підхід дозволяє з достатньою точністю відокремити природний (фоновий) рівень вмісту хімічних елементів у ґрунтах від антропогенно зумовлених аномалій та використати його як базовий орієнтир для подальших оцінок екологічного стану території.

Концентрації хімічних елементів, що перевищують встановлений фоновий рівень, розглядаються як аномальні і можуть свідчити про наявність техногенного навантаження, що порушує природну рівновагу хімічного складу середовища. Подібні відхилення характерні для територій із значною концентрацією промислових об'єктів, зокрема в районах розміщення териконів, які акумулюють відходи гірничої промисловості.

У випадках, коли вміст забруднюючих речовин у ґрунті, воді або атмосферному повітрі істотно перевищує гранично допустимі концентрації (ГДК), це може свідчити про небезпечний рівень токсичного навантаження. Такий рівень забруднення становить потенційну загрозу для довкілля та здоров'я населення, оскільки шкідливі елементи здатні проникати в рослинні тканини, потрапляти до ґрунтових вод і накопичуватись у трофічних ланцюгах, спричиняючи негативні наслідки для біоти та людини.

Аномальний міст C_a визначається за формулою [56]:

$$C_a = C_i - C_{\phi} - C_k \quad , \quad (2.5)$$

де: C_i - вміст елемента в досліджуваному компоненті ландшафту;

C_{ϕ} - його природний фон;

C_k - кларк елемента.

Таким чином, для виявлення ступеня аномальності забруднення в компоненті ландшафту застосовується розрахунок аномального вмісту (C_a), який враховує співвідношення між фактичною концентрацією елемента, його

фоновим значенням та кларком поширення, що дозволяє встановити рівень відхилення від природної норми.

Для комплексного аналізу техногенного навантаження на компоненти довкілля важливо не лише виявити наявність аномальних концентрацій забруднюючих речовин, але й простежити їх просторовий розподіл. З цією метою використовують геоінформаційне картографування з побудовою еколого-техногеохімічних карт досліджуваної території.

Такі карти створюються на основі системи ізоліній рівних концентрацій (ізоконцентратів - ІК), які дозволяють візуалізувати територіальне поширення хімічних елементів відповідно до визначених інтервалів вмісту. На відміну від класичних геохімічних карт, що допускають певну умовність у проведенні ізоліній, екологічні карти базуються на фіксованих значеннях концентрацій, що забезпечує більшу об'єктивність та точність у відображенні рівнів забруднення. Для отримання повного уявлення про міграцію токсичних елементів у межах техногенних ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району доцільно складати окремі карти для кожного хімічного елемента та кожного компонента екосистеми (грунту, вод, рослинності, атмосферного повітря).

На сучасному етапі розвитку екологічної науки геоінформаційні технології відіграють основну роль у моніторингу техногенних навантажень, зокрема при оцінюванні впливу териконів Червоноградського гірничопромислового району на довкілля. Інструменти просторового аналізу та цифрового моделювання дедалі частіше інтегруються з системами підтримки прийняття рішень і підходами теорії нечітких множин, що значно підвищує точність прогнозів поширення забруднюючих речовин у межах ландшафтних компонентів.

У цьому контексті активне застосування знаходять програмні середовища MAP INFO та ArcGIS, які забезпечують високий рівень автоматизації обробки просторових екологічних даних. Для створення поелементних еколого-техногеохімічних карт, що відображають особливості територіального розподілу хімічних елементів, ефективно використовуються спеціалізовані графічні пакети, зокрема SURFER, що дозволяє здійснювати високоточне

інтерполювання даних та побудову ізоліній із заданими інтервалами концентрацій.

Існує два основних методи побудови цих карт:

1. Ручна інтерполяція даних - передбачає перенесення інформації від одного екологічного полігону до іншого, що потребує значних трудовитрат.
2. Автоматизоване картування - виконується на базі комп'ютерних алгоритмів, що дозволяють швидко та точно обчислювати розподіл забруднювачів у просторі.

Для комплексної оцінки рівня забруднення територій, що зазнали впливу техногенних об'єктів, зокрема териконів у межах Червоноградського району, було застосовано метод накладання електронних поелементних карт. Для кожного хімічного елемента будувалась окрема тематична карта, після чого всі шари інтегрувались у єдину геоінформаційну систему. Такий підхід забезпечує високий рівень просторової деталізації та дозволяє здійснити низку аналітичних операцій [120].

Зокрема, було ідентифіковано:

- зони аномального забруднення, де концентрації забруднюючих речовин значно перевищують регіональний фоновий рівень;
- ділянки, на яких зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК), що створює серйозну загрозу для стану екосистем і здоров'я населення;
- просторову кореляцію між осередками забруднення та розташуванням потенційних джерел техногенного навантаження (терикони, промислові підприємства, транспортні артерії).

Аналіз синтезованих картографічних матеріалів виявив не лише зони з підтвердженим впливом техногенних джерел, а й окремі ділянки з підвищеним вмістом токсичних елементів, джерело яких на даний момент залишається неідентифікованим, що потребує додаткових досліджень.

Остаточні висновки щодо екологічного впливу териконів не можуть базуватися виключно на аналізі стану ґрунтового покриву. Комплексне

екологічне оцінювання вимагає вивчення всіх ключових компонентів довкілля, зокрема:

- атмосферного повітря - шляхом аналізу пилових викидів з поверхні териконів, що є джерелом забруднення повітряного басейну;
- водного середовища - через визначення ступеня забруднення стічних та фільтраційних вод, які формуються на схилах і в підніжжях породних відвалів;
- рослинного покриву - на основі аналізу змін у фізіологічному стані рослин, що виступають індикаторами токсичного впливу хімічних сполук у середовищі.

Лише інтеграція даних щодо всіх компонентів довкілля дозволяє об'єктивно оцінити масштаби техногенного навантаження та визначити доцільні заходи з екологічної реабілітації деградованих територій [56].

Ще одним із ефективних підходів до створення еколого-техногеохімічних карт є використання сумарного показника забруднення (Z_c або СПЗ), який дозволяє інтегрально оцінити рівень хімічного навантаження на довкілля. Цей індекс формується шляхом урахування концентрацій кількох токсикантів (найчастіше - чотирьох найбільш небезпечних хімічних елементів), що забезпечує більш об'єктивну оцінку загального ступеня техногенного забруднення території та виявлення найбільш екологічно напружених ділянок.

Для розрахунку цього показника концентрацію кожного елемента (C_i) співвідносять із ГДК, після чого отримані значення підсумовують за формулою:

$$Z_c \text{ або СПЗ} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК} \quad , \quad (2.6)$$

Отримані дані заносяться до бази даних, яка слугує основою для побудови карти розподілу сумарного показника забруднення (Z_c або СПЗ) на досліджуваній території. Порівняння карт, створених двома різними методами, свідчить про їх високу кореляцію, що підтверджує надійність обох підходів.

Перший метод є простішим при умові наявності достатньої кількості вихідних даних, тоді як другий вимагає додаткових розрахунків [56, 196].

Сумарні показники забруднення окремих компонентів ландшафту дозволяють оцінити їхню стійкість до антропогенного впливу. Якщо рівень техногенного навантаження не перевищує здатність природного середовища до самоочищення, забруднення може бути контрольованим. Однак у випадках, коли природні механізми відновлення не справляються, виникають екологічно небезпечні ситуації різної складності.

Значення сумарного показника забруднення:

- до 1 - допустимий рівень небезпеки для здоров'я населення;
- від 2 до 3 - помірковано небезпечний;
- від 3 до 4 - небезпечний;
- більш 4 - надзвичайно небезпечний.

База даних з таблицями, що характеризують екологічний стан кожного окремого компоненту навколишнього середовища, була введена в персональний комп'ютер за допомогою програмного забезпечення – геоінформаційної системи (ГІС) MapInfo. Користуючись програмним забезпеченням SURFER, були виконані електронні карти забруднення тими чи іншими хімічними інгредієнтами. У результаті були виготовлені електронні еколого-геохімічні карти [196].

На основі розрахованих коефіцієнтів концентрації (K_c) окремих хімічних елементів та сумарного показника забруднення (Z_c) можливо здійснювати побудову картографічних моделей їх просторового розподілу в межах досліджуваної території. Зазначений підхід було застосовано для просторового моделювання сумарного показника забруднення (Z_c) у компонентах гідросфери, зокрема для побудови еколого-техногеохімічної карти, що відображає рівень забруднення стічних вод досліджуваної території.

Аналіз таких карт дозволяє виявити ареали з підвищеним вмістом токсикантів у різних компонентах довкілля, що є важливим для поглибленої

оцінки екологічного стану ландшафтів та ідентифікації зон потенційно небезпечного рівня забруднення.

Коефіцієнт концентрації (K_c) - це кількісна характеристика рівня накопичення хімічного елемента в певному компоненті довкілля відносно його фонового вмісту. Він визначається як відношення фактичної концентрації елемента в конкретній точці до його середнього фонового рівня у природному середовищі [56]:

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi} \quad , \quad (2.7)$$

де: C_i - вміст i -того елемента в досліджуваному ландшафтному компоненті, мг/кг;

C_ϕ - його природний фон, мг/кг;

K_c - коефіцієнт концентрації (аномальності елемента).

Користуючись базою даних з вмісту елементів, можна розрахувати коефіцієнти концентрації елементів в окремих компонентах довкілля для усіх екологічних полігонів.

Сумарний показник забруднення (Z_c або $СПЗ$) компонента екосистеми (в нашому прикладі, стічних вод та ґрунтів) розраховується за формулою [233]:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{ci} \quad , \quad (2.8)$$

де: n - загальна кількість врахованих хімічних елементів (сумуються значення $K_c > = 1$)

Значення сумарного показника забруднення:

- до 10 відповідає припустимому рівню небезпеки для здоров'я населення;
- від 20 до 30 - помірковано небезпечному;
- від 30 до 40 - небезпечному;
- більш 40 - надзвичайно небезпечному.

Використання еколого-техногеохімічного картування дозволяє отримати детальну картину розподілу забруднюючих речовин у різних компонентах ландшафту. Поєднання методів побудови поелементних карт та карти сумарного показника забруднення (Z_c або СПЗ) забезпечує більш точний аналіз впливу техногенних об'єктів, зокрема териконів, на навколишнє середовище.

Висновки до розділу 2

Таким чином, методологічна структура дослідження забезпечила комплексний підхід до екологічного оцінювання стану територій, трансформованих вугільною промисловістю Червоноградського гірничопромислового району.

Використання багаторівневого підходу, що включав відбір і підготовку зразків субстратів і стічних вод, вивчення мікрокліматичних показників (радіаційного фону, освітленості, кислотності ґрунтів, вологості повітря), а також біоіндикаційне оцінювання фітотоксичності порід, дало змогу отримати надійні первинні дані для подальшого аналітичного узагальнення. Проективне покриття рослинності було використано як індикатор фітосукцесії, а результати біотестування дозволили охарактеризувати рівень фітотоксичності різних типів породи.

Застосування кореляційно-регресійного аналізу в контексті отриманих даних дозволило провести кількісну інтерпретацію взаємозв'язків між параметрами середовища та станом рослинного покриву досліджуваних територій. Це, в свою чергу, створило підґрунтя для побудови фактичної картографічної моделі просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ), що відображає сучасний екологічний стан девастрованих ландшафтів Червоноградського гірничодобувного регіону.

РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ЕКОТОПІВ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ

3.1 Екотоксикологічне оцінювання вмісту важких металів у породі та грунтах в зоні впливу вугільного відвалу

Техногенне навантаження на ґрунтове середовище у зонах розміщення відвальних мас вуглевидобувних підприємств супроводжується накопиченням потенційно токсичних елементів, зокрема важких металів. Ці речовини здатні до тривалого збереження в навколишньому середовищі, мають високу міграційну активність та негативно впливають на біоту, біохімічні процеси в ґрунтах і загальний стан екосистем.

У зв'язку з цим важливим завданням є здійснення екотоксикологічного оцінювання вмісту важких металів у породах і ґрунтах, прилеглих до териконів, з метою виявлення рівня забруднення, визначення просторової неоднорідності техногенного навантаження та обґрунтування подальших заходів з екологічної реабілітації [18].

Процес ліквідації вугільних шахт супроводжується погіршенням стану ґрунтового середовища, зокрема в межах Червоноградського гірничопромислового району, де концентрація техногенних відходів залишається високою. Це зумовлює необхідність регулярного екологічного моніторингу, зокрема контролю геохімічного складу ґрунтів і порід, які зазнали антропогенного навантаження. Основною метою дослідження було визначення рівнів вмісту важких металів у зразках, відібраних на поверхні терикону, з метою оцінки ступеня забруднення та виявлення потенційних екологічних ризиків для навколишнього середовища [23].

У межах дослідження було здійснено визначення вмісту важких металів у зразках ґрунту, відібраних із різних ділянок поблизу терикону шахти «№2 Червоноградська». Метою лабораторних досліджень було встановлення рівня техногенного забруднення ґрунтового покриву, виявлення зон з підвищеним

вмістом потенційно токсичних елементів, а також оцінка екологічного ризику для біоти та можливості проведення фіторекультивацийних заходів.

Лабораторне визначення вмісту важких металів здійснювалося на базі аналітичної лабораторії Дністровського БУВР, акредитованою за європейськими стандартами, з використанням стандартних методик, рекомендованих для моніторингу стану ґрунтів [70].

Результати лабораторного аналізу зразків породи та ґрунтів представлені у додатку Г. Розподіл свідчить про варіативність концентрацій важких металів залежно від локалізації точок (табл. Г.1)

Дослідження охоплювало концентрації найбільш екотоксичних елементів, зокрема свинцю (Pb), кадмію (Cd), міді (Cu), цинку (Zn), марганцю (Mn) та заліза (Fe), які мають здатність до біоаккумуляції та токсичного впливу на ґрунтові екосистеми.

Виявлені у ґрунтах поблизу породного відвалу шахти «№2 - Червоноградська» важкі метали, зокрема свинець (Pb), кадмій (Cd), мідь (Cu), цинк (Zn), марганець (Mn) та залізо (Fe), є типовими забруднювачами, пов'язаними з техногенними процесами вуглевидобутку [103]. Свинець та кадмій, як правило, акумулюються у ґрунті внаслідок атмосферного осідання пилоподібних частинок із поверхні терикону, збагачених токсичними елементами, а також через вилуговування з мінералів, присутніх у відвальних масах. Мідь і цинк надходять з продуктів зносу шахтного обладнання, мастильних матеріалів, а також є супутніми елементами у складі сульфідних руд, що потрапляють до відвалів. Марганець і залізо - природні компоненти багатьох мінералів (піриту, сидериту, манганіту), які зазнають окиснення й вивільнення у ґрунтове середовище під впливом атмосферних факторів. Такі процеси, у поєднанні з особливостями мікрорельєфу, ґрунтового профілю та рН середовища, сприяють міграції металів і їхньому накопиченню у верхніх горизонтах ґрунтів прилеглих до терикону територій [101, 112].

Лабораторні дослідження зразків ґрунту засвідчили відсутність таких елементів, як срібло, бор, натрій і титан. Кадмій, нікель, літій, ртуть, хром і мідь

були зафіксовані лише в окремих зразках, причому їхні концентрації не перевищували встановлених ГДК. Це дає підстави класифікувати загальний рівень вмісту важких металів у ґрунтових зразках як незначний.

Масова концентрація таких металів, як барій, галій і калій не перевищувала 0,1 мг/кг, що дозволяє віднести рівень забруднення ґрунту важкими металами до категорії середнього.

У зразках ґрунту, значення концентрації миш'яку та марганцю не перевищували рівня 0,4 мг/кг, що свідчить про відносно низький вміст цих елементів у досліджуваному середовищі.

Кобальт (Co) мав середню концентрацію 28,51 мг/кг, при цьому у 6 випадках зразки перевищували гранично допустиму концентрацію (ГДК = 5 мг/кг для рухомих форм), а максимальне зафіксоване значення становило 64,5 мг/кг.

Залізо (Fe) виявлено в середньому на рівні 6,52 мг/кг, у двох випадках було перевищення ГДК (15 мг/кг), а максимальна концентрація склала 18,0 мг/кг.

Кадмій (Cd) виявився в межах допустимих норм: середнє значення становить 0,53 мг/кг, максимальне - 2,1 мг/кг, що не перевищує встановлену ГДК (3,0 мг/кг) [264].

Свинець (Pb) виявив найбільшу кількість перевищень, при середній концентрації 5,37 мг/кг та максимальному значенні 8,26 мг/кг, що перевищує ГДК у 6,0 мг/кг.

Просторовий розподіл забруднення вказує на наявність локалізованих зон підвищеного вмісту важких металів, що свідчить про точковий характер техногенного навантаження на територію терикону та потребу в подальшій деталізації рівня забруднення з урахуванням характеру міграції металів у гірничопромислових ландшафтах [172, 15].

На основі методик описаних у розділі 2 було здійснено розрахунки фонового вмісту хімічних елементів, які потенційно можуть мати токсичний вплив на довкілля. У таблиці 3.1 наведено результати визначення фонового вмісту кобальту (Co) у пробах ґрунту, відібраних на досліджуваній території.

Таблиця 3.1 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) кобальту (Со) у досліджуваних пробах ґрунту

Інтервали вмісту, мг/кг			
3,89	14,93	31,02	48,1
3,89	15,2	33,2	50,12
3,89	18,3	33,66	56
3,89	20,5	35,12	63,2
3,89	22	36	63,3
3,88	22,5	38	63,4
3,90	22,8	38	63,5
6,54	23	39,6	
	25	40	
	26,5	45	
	26,5	45	
	27,12	47	
	28	48	
$\sum_{n=1}^8 = 33,77$	$\sum_{n=1}^{13} = 292,35$	$\sum_{n=1}^{13} = 509,6$	$\sum_{n=1}^7 = 408,22$
$\bar{x} = \frac{33,77}{8} = 4,22125$	$\bar{x} = \frac{292,35}{13} = 22,48846$	$\bar{x} = \frac{509,6}{13} = 39,2$	$\bar{x} = \frac{408,22}{7} = 58,31714$
ік= 4,22125	ік= 22,48846	ік= 39,2	ік=58,31714

$$\text{Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто } 2/3 \text{ або } 66,6\%) = \frac{6,54 + 292,35 + 509,6}{1 + 13 + 13} = 29,94407$$

Аномальний вміст (Са) = $3 \cdot \text{Сф} = 3 \cdot 29,94407 = 89,83222$ - відсутня на території досліджень для елементу (Со).

Ізоконцентрати (ік) для карти:

$$\underset{\text{мін}}{3,89} - 4,22125 - 22,48846 - \underset{\text{фон}}{29,94407} - \underset{\text{ГДК}}{50} - 58,31714 - \underset{\text{мах}}{63,5}$$

Аналогічні розрахунки були виконані й для інших хімічних елементів, що дозволило надалі провести просторову оцінку забруднення. На основі отриманих кількісних показників концентрації хімічних елементів побудовано еколого-техногеохімічні карти, що відображають просторове поширення забруднюючих речовин у межах досліджуваної території.

З метою уніфікації підходу для всіх елементів, зокрема й заліза, використовувалась однакова схема розрахунку для побудови картографічного матеріалу.

Як видно з просторової моделі, кобальт (Co) виявляє нерівномірне розповсюдження на дослідженій території, простежується чітко виражена зона підвищених концентрацій у центральній частині ділянки, безпосередньо поблизу терикону (рис. 3.1). Максимальні значення вмісту елементу перевищують як фонові показники (≈ 29 мг/кг), так і гранично допустимі концентрації (ГДК = 5 мг/кг), що свідчить про локальну екологічну аномалію [43].

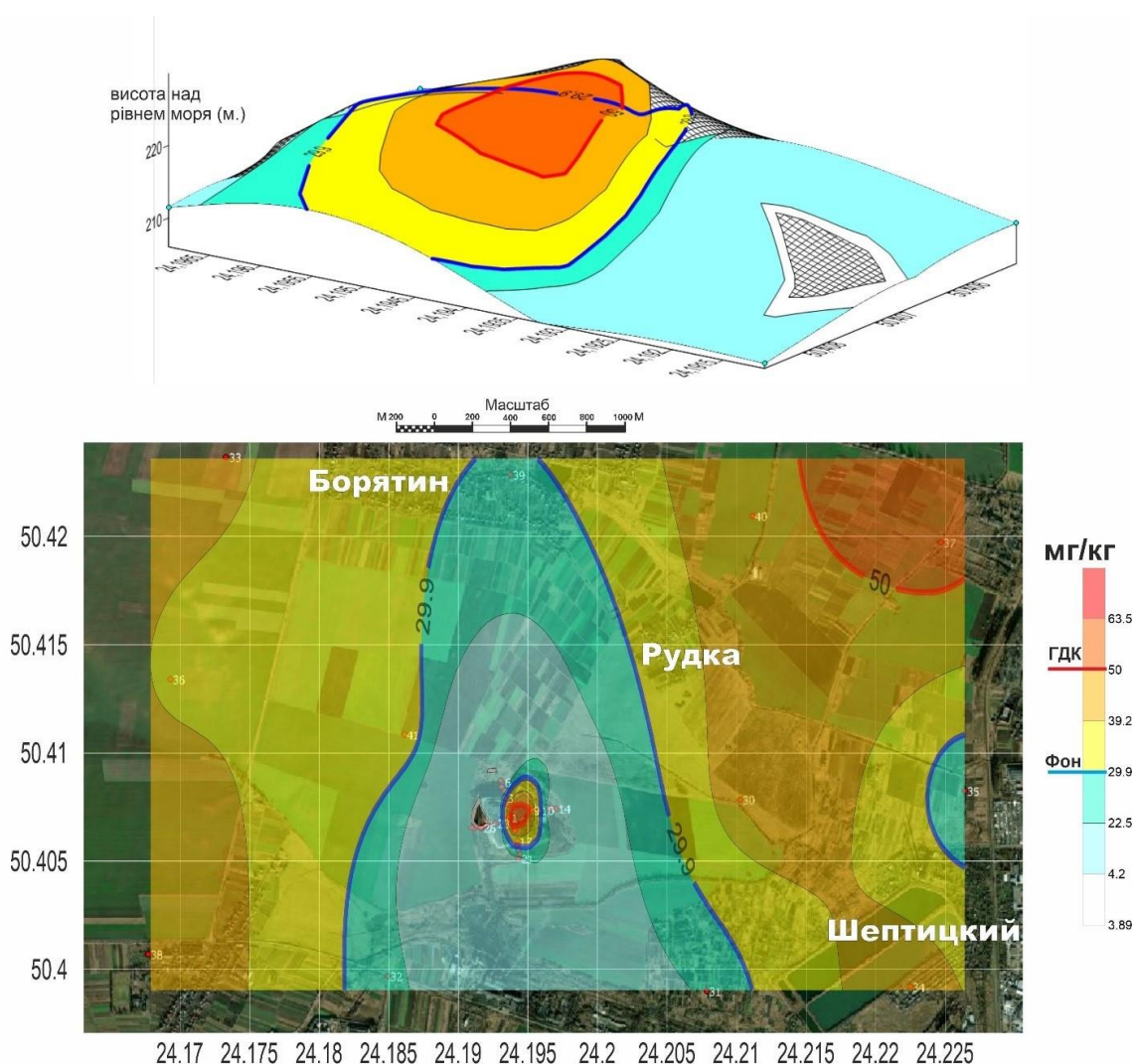


Рисунок 3.1 - Просторовий розподіл кобальту (Co) у ґрунтах досліджуваної території

Поступове зниження концентрацій спостерігається з віддаленням від техногенного джерела забруднення, що свідчить про здатність кобальту мігрувати у ґрунтовому середовищі, ймовірно, внаслідок фізико-хімічного

вивітрювання гірських порід та вилуговування важких металів із відвальних мас (рис. 3.2).

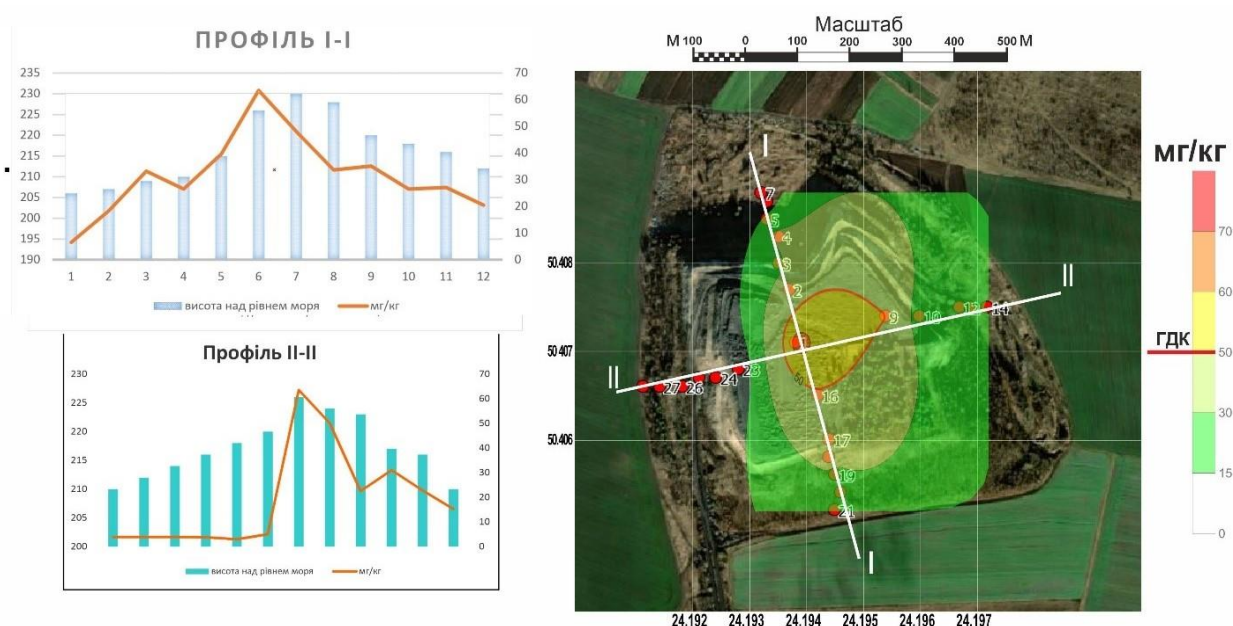


Рисунок 3.2 - Просторово-профільний розподіл концентрацій кобальту (Co) у ґрунтах зони впливу досліджуваного терикону

Цей тип розподілу є типовим для зон із тривалим техногенним навантаженням, де основним джерелом є породні відвали гірничодобувних підприємств.

Наступним елементом, для якого було здійснено розрахунок фоновому вмісту та побудовано відповідні аналітичні карти, є залізо (Fe) (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 - Розрахунки фоновому вмісту (Сф) кобальту (Fe) у досліджуваних пробах ґрунту

Інтервали вмісту, мг/кг		
3,3	10	13
3,31	10,11	13,37
3,36	10,4	13,7
4,1	10,8	13,95
4,1	11,2	14,5
4,1	11,7	14,95
4,1	12	15
4,4	12,4	16,3
4,93	12,5	17
5,3	12,8	18

Продовження табел. 3.2.

Інтервали вмісту, мг/кг		
5,78	12,9	
6,1		
7,98		
8,32		
8,43		
8,5		
8,5		
9,02		
9,5		
9,5		
$\sum_{n=1}^{20} = 122,63$	$\sum_{n=1}^{11} = 126,81$	$\sum_{n=1}^{10} = 149,77$
$\bar{x} = \frac{122,63}{20} = 6,1315$	$\bar{x} = \frac{126,81}{11} = 11,52818$	$\bar{x} = \frac{149,77}{10} = 15,95833$
ік=6,1315	ік=11,52818	ік=15,95833

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 9,745926

Аномальний вміст (Са).= Сф *3 = 29,23778 - відсутня на території досліджень для елемента (Fe).

Ізоконцентрації (ік) для карти = $\underset{\text{мін}}{3,3} - \underset{\text{фон}}{6,13} - \underset{\text{ГДК}}{9,74} - 11,52 - 15 - 15,95 - \underset{\text{мах}}{18}$

На основі отриманих концентрацій заліза (Fe) у пробах ґрунту побудовано карту його просторового розподілу в межах досліджуваної території (рис. 3.3).

Аналіз просторового розподілу заліза (Fe) у ґрунтовому покриві досліджуваної території вказує на наявність локальних ділянок із підвищеним вмістом елемента, які зосереджені поблизу відвальних тіл. Найбільш інтенсивні концентрації зафіксовані в центральній частині терикону, де значення перевищують фоновий рівень (9,7 мг/кг) і досягають або перевищують гранично допустиму концентрацію (ГДК = 15 мг/кг) [128, 110].

Таке накопичення заліза, ймовірно, пов'язане з природною мінералогією порід терикону, збагачених феромагнітними мінералами, а також з тривалим процесом оксидації залізовмісних сполук під дією атмосферних чинників.

Радіальний характер поширення вказує на можливу міграцію заліза внаслідок поверхневого змиву з тіла терикону, особливо під час опадів.

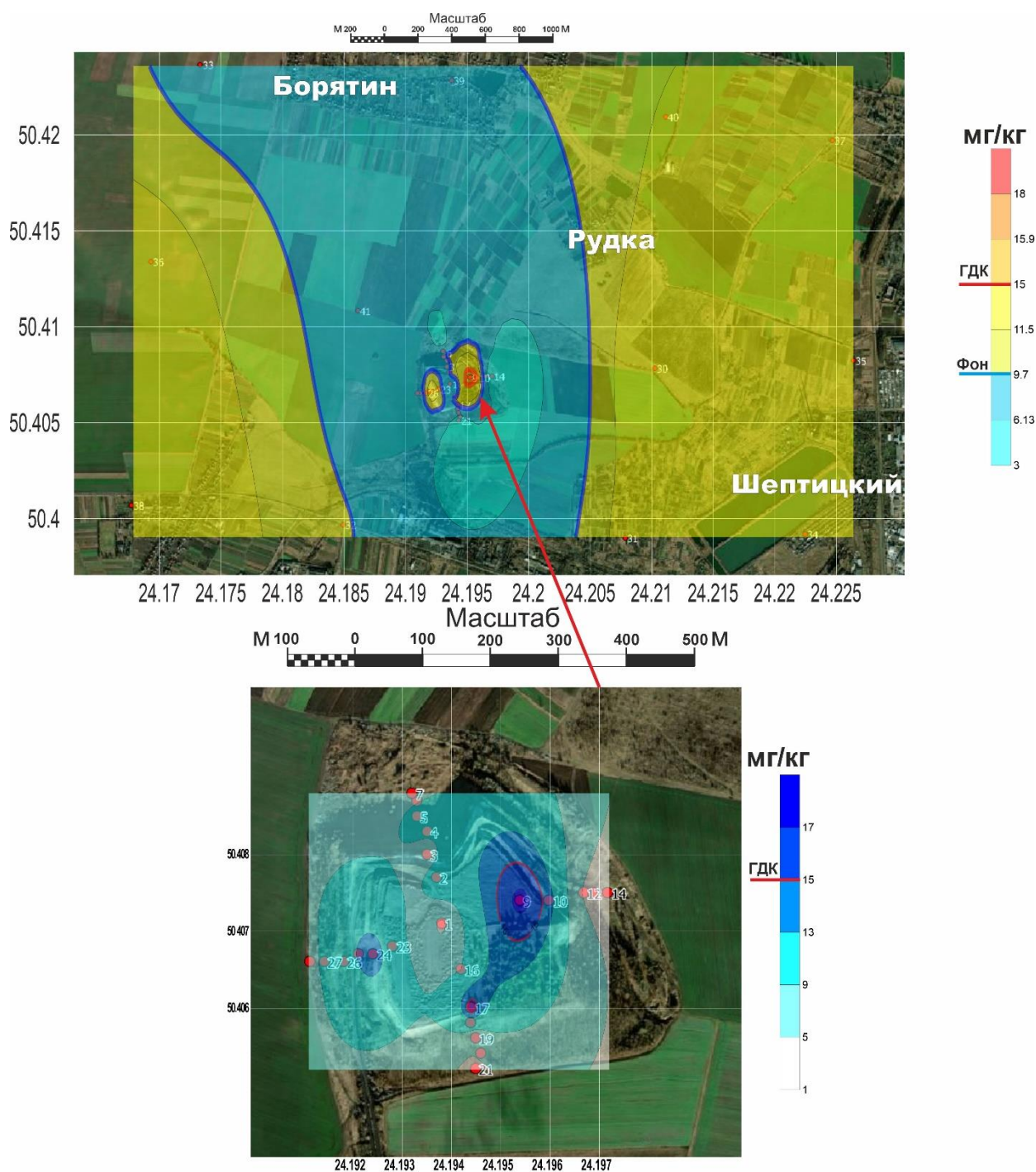


Рисунок 3.3 - Просторовий розподіл заліза (Fe) у ґрунтах досліджуваної території

Аналогічні дослідження проведено для кадмію (Cd), результати яких наведено нижче (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) кадмію (Cd) у досліджуваних пробах ґрунту

Інтервали вмісту, мг/кг		
0,12	0,5	1,2
0,15	0,56	1,2
0,22	0,6	1,2
0,22	0,65	1,28
0,22	0,75	1,3
0,22	0,8	1,34
0,23	0,9	1,4
0,25	0,92	1,5
0,25	0,95	1,7
0,3	0,96	2,1
0,3	0,98	2,2
0,31		
0,32		
0,35		
0,35		
0,4		
0,41		
0,43		
0,48		
ік=0,291053	ік=0,779091	ік=1,492727

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 0,651852

Аномальний вміст (Са).= Сф *3 = 1,955556

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{0,12}{\text{мін}} - \frac{0,29}{\text{фон}} - \frac{0,65}{\text{фон}} - \frac{0,77}{\text{фон}} - \frac{1,49}{\text{аномалія}} - \frac{1,95}{\text{аномалія}} - \frac{2,2}{\text{мах}}$

ГДК 3 мг/кг - відсутнє перевищення на території досліджень для кадмію (Cd).

Кадмій є одним із найбільш токсичних важких металів, навіть у невеликих концентраціях він може завдавати суттєвої шкоди довкіллю та здоров'ю людини. Його локальне перевищення в ґрунтах потенційно загрожує потраплянням у трофічні ланцюги через рослинність. Ймовірним джерелом надходження кадмію є залишки техногенних порід, що містять промислові домішки збагачення та сполуки кольорових металів [148].

Результати картографічного моделювання вмісту кадмію наведено на наступному рисунку (рис. 3.4).

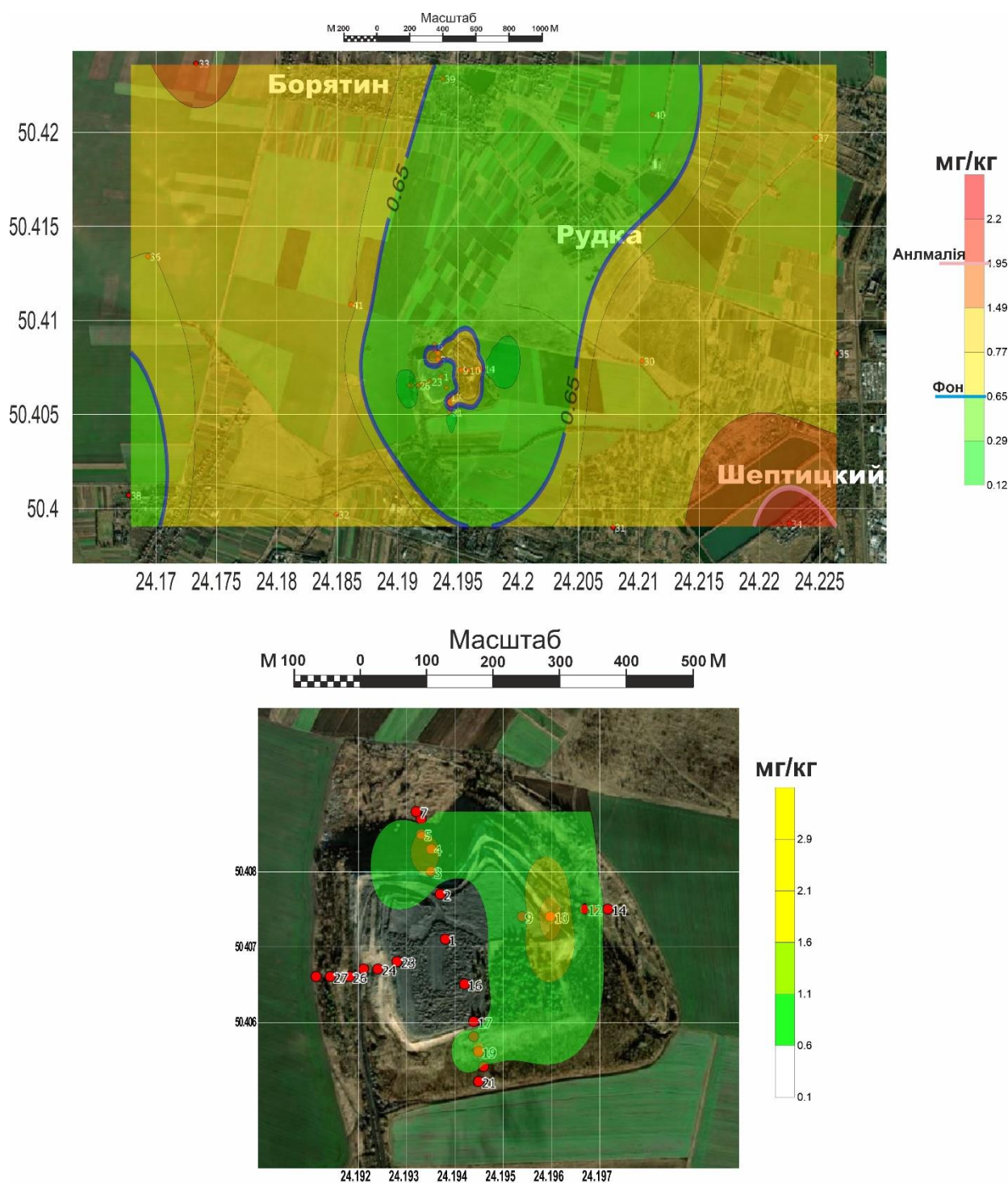


Рисунок 3.4 - Просторовий розподіл кадмію (Cd) у ґрунтах досліджуваної території

З аналізу просторового розподілу кадмію (Cd) видно, що найвищі концентрації елементу зафіксовано поблизу центру терикону, де значення істотно перевищують фоновий рівень (0,65 мг/кг) та не перевищують ГДК. Основна зона надмірного накопичення кадмію локалізована на східному та

південному схилах відвального тіла, що може свідчити про активну міграцію цього токсиканту під дією поверхневого стоку та вітрової ерозії [41, 110].

Розрахунки для наступного токсиканта - свинцю (Pb) - дозволяють оцінити його внесок у формування екологічного стану досліджуваної території (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) свинцю (Pb) у досліджуваних пробах ґрунту

Інтервали вмісту, мг/кг		
2,1	5,03	5,9
2,8	5,19	6,09
3	5,2	6,19
3,11	5,44	7,1
3,2	5,47	7,34
3,2	5,5	7,82
3,38	5,5	8,26
3,9	5,58	
4	5,58	
4,01	5,58	
4,1	5,58	
4,2	5,63	
4,23	5,67	
4,26	5,7	
4,5	5,77	
4,67	5,87	
4,8		
4,9		
ік=3,797778	ік=5,518125	ік=7,133333

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 9,745926

Аномальний вміст (Са).= Сф *3 = 29,23778 - відсутня на території досліджень для свинцю (Pb)

Ізоконцентрати (ік) для карти:

$$\underset{\text{мін}}{2,1} - \underset{\text{фон}}{3,797778} - \underset{\text{фон}}{5,031852} - \underset{\text{ГДК}}{5,518125} - \underset{\text{ГДК}}{6} - \underset{\text{ГДК}}{7,133333} - \underset{\text{мах}}{8,26}$$

Побудована карта дозволяє виявити зони підвищеної концентрації свинцю, що можуть становити екологічну загрозу (рис. 3.5).

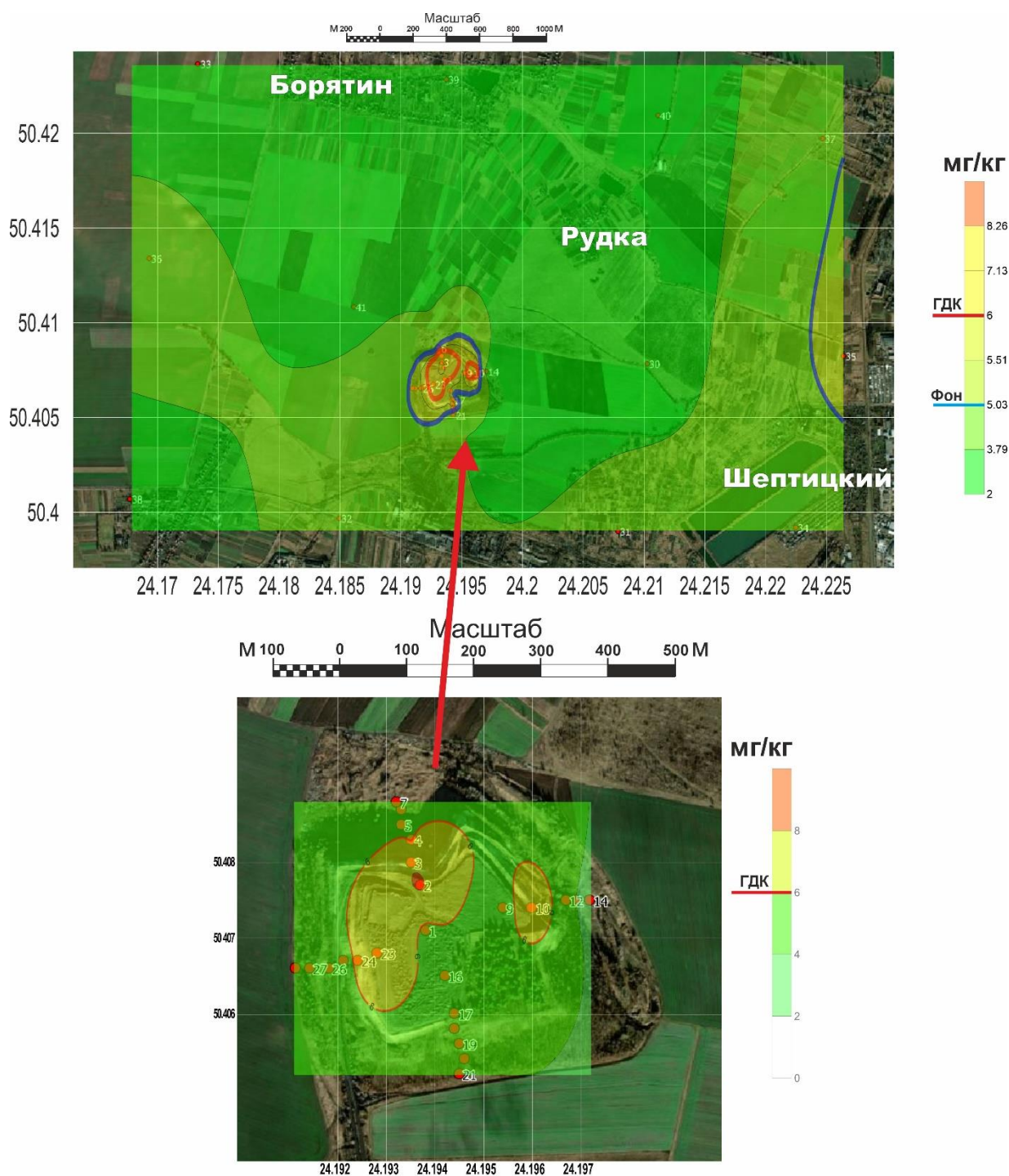


Рисунок 3.5 - Просторовий розподіл свинцю (Pb) у ґрунтах досліджуваної території

Аналіз просторового розподілу свинцю (Pb) у ґрунтах свідчить про чітко локалізовану зону підвищених концентрацій елементу, що переважно обмежується територією самого терикону та прилеглими схилами. Концентрації свинцю в цих осередках перевищують як фонові значення (5,03 мг/кг), так і

гранично допустиму концентрацію (ГДК – 6 мг/кг), подекуди досягаючи 8,26 мг/кг. Найбільш інтенсивне накопичення фіксується на південно-західній частині відвального тіла [43, 164].

Подібне розміщення може бути зумовлене як характером техногенного навантаження в минулому (зокрема, викиди, зберігання або переміщення металовмісних порід), так і природними процесами сорбції важких металів у ґрунті. Враховуючи токсичні властивості свинцю та його здатність до біоаккумуляції, встановлені концентрації несуть потенційну загрозу для довкілля та потребують подальшого контролю в межах програм фіторекультивациі.

З метою інтегральної оцінки рівня забруднення ґрунтів досліджуваної території та за вище вказаною методикою було здійснено розрахунок сумарного показника забруднення (Z_c) із урахуванням вмісту чотирьох ключових хімічних елементів-токсикантів, результати наведено в додатку В (табл. В.1).

На основі отриманих значень сумарного показника забруднення (Z_c) було побудовано картосхему просторового розподілу інтегрального забруднення ґрунтів, що дозволяє візуалізувати екологічну ситуацію в межах досліджуваної території (рис. 3.6).

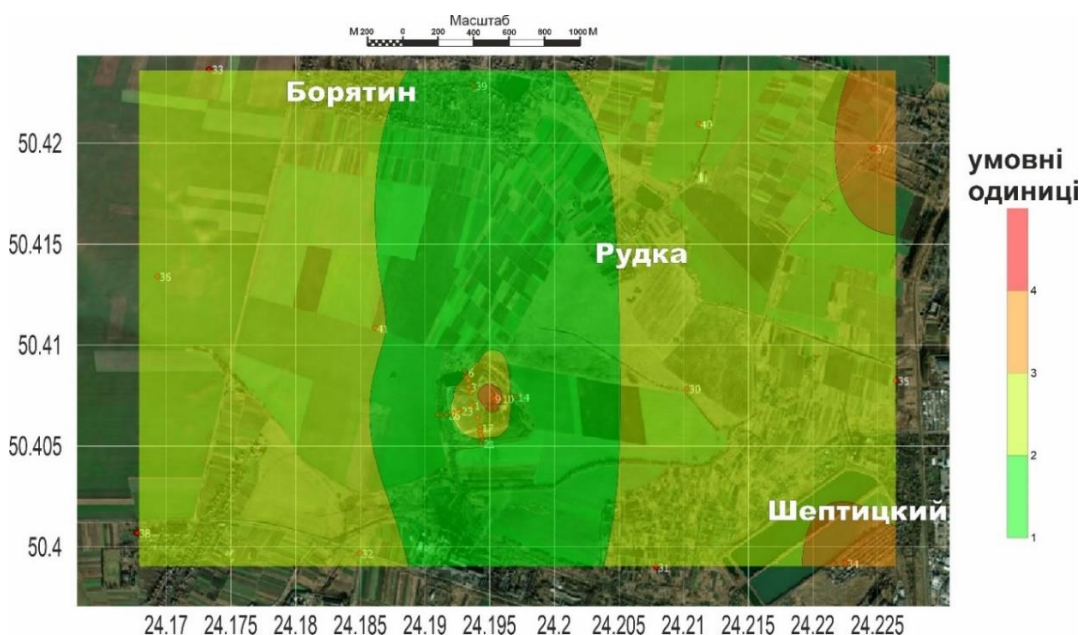


Рисунок 3.6 - Карта сумарного показника забруднення ґрунтів терикону шахти «Межирічанська»

Згідно з отриманими даними ґрунти поблизу терикону вугільної шахти Червоноградського гірничопромислового району належать до категорії допустимого забруднення. Це свідчить про те, що хоча концентрації окремих хімічних елементів перевищують фонові значення, вони залишаються в межах гранично допустимих концентрацій. За таких умов ґрунт зберігає придатність для вирощування доцільних культур, а ризики негативного впливу можна мінімізувати шляхом проведення рекультиваційних і фітомеліоративних заходів на території терикону [31, 38].

Аналіз характеру забруднення та хімічного складу досліджуваних зразків свідчить про декілька потенційних джерел надходження важких металів у ґрунтове середовище зони впливу терикону. Насамперед, основним фактором виступає тривала експлуатація вугільної шахти, в процесі якої здійснюється накопичення відвальних порід із підвищеним вмістом хімічних елементів природного та техногенного походження. У процесі окиснення сульфідовмісних мінералів та вивітрювання гірських порід відбувається групування важких металів і їх надходження в ґрунт [62].

Додатковим джерелом є шахтні дренажні води, які транспортують розчинні форми металів та сприяють їхньому накопиченню в улоговинних частинах рельєфу. Не менш важливим є вплив атмосферного осідання пилоподібних фракцій з терикону, збагачених токсичними елементами, а також транспортування частинок під дією вітрової ерозії.

Також варто враховувати, що морфологічні особливості мікрорельєфу (улоговини, пониження, схили) створюють умови для локального акумулювання металів, навіть на відносно значній відстані від тіла терикону. Це можна пояснити тим, що виявлені коливання концентрацій є у зонах, які не мають безпосереднього контакту з відвалами [86].

Результати екотоксикологічного дослідження засвідчили наявність техногенного забруднення ґрунтів та відвальної породи важкими металами, зокрема свинцем та кобальтом, концентрації яких у низці точок перевищують встановлені ГДК. Виявлена просторово локалізована форма забруднення

свідчить про специфічний характер джерел техногенного навантаження та вказує на необхідність пріоритетного екологічного контролю у зонах підвищених концентрацій. Отримані дані становлять наукове підґрунтя для подальшого екологічного оцінювання фітотоксичності субстратів та розробки ефективних стратегій реабілітації порушених територій.

3.2 Дослідження гідрохімічних характеристик стічних вод породного відвалу

Одним із важливих наслідків формування техногенних ландшафтів у межах вугільнодобувних регіонів є поява поверхневих вод та фільтраційних стоків, що контактують із відвальними породами. У процесі інфільтрації атмосферних опадів та фільтрації через масиви відвалів відбувається вилюговування хімічних елементів, зокрема потенційно токсичних металів, що зумовлює зміну гідрохімічного складу стічних вод. Дослідження фізико-хімічних параметрів водного стоку дає змогу виявити ступінь його забруднення, визначити небезпеку для довкілля та оцінити потенційний вплив на ґрунтові й поверхневі води, прилеглі до техногенних об'єктів [2, 10].

Актуальність моніторингу вмісту важких металів шахтних поверхневих стічних вод породних відвалів зумовлена відсутністю ефективних стратегій управління якістю водного середовища в гірничопромислових регіонах.

Екологічний моніторинг гідрохімічних показників дозволяє не лише встановити рівень забруднення, але й ідентифікувати джерела надходження токсичних компонентів, що, у свою чергу, є підґрунтям для обґрунтування заходів зі зменшення негативного впливу на довкілля. Проблема очищення шахтних і техногенних вод залишається актуальною, адже більшість існуючих технологій потребують значних ресурсних витрат і не забезпечують належної ефективності у специфічних умовах вугільних басейнів [71, 61].

У межах проведеного дослідження було здійснено визначення фізико-хімічних показників та вмісту важких металів у стічних водах, сформованих на

поверхні породного відвалу шахти «Межирічанська». Метою цього дослідження було виявлення характеру техногенного навантаження, оцінювання ступеня екологічної небезпеки стоків, а також встановлення потенційного впливу водного компонента на довкілля прилеглої території.

Визначення вмісту важких металів у зразках стічних вод здійснювалося в лабораторії Дністровського басейнового управління водних ресурсів із застосуванням методик, затверджених для оцінки якості водного середовища [70].

Стічні води, що утворюються внаслідок фільтрації через відвальні масиви, набувають підвищених концентрацій хімічних компонентів в результаті контакту з сульфатовмісними мінералами, залишками вугілля та іншими гірськими породами. У процесі експлуатації шахт відбувається вивільнення токсичних сполук, які, потрапляючи у водне середовище, формують стійке техногенне забруднення з характерними хімічними ознаками. Саме ці процеси зумовлюють специфічний гідрохімічний склад шахтного дренажу, що був предметом нашого дослідження [6, 22].

Визначений вміст елементів Fe, Mn, K, Ca та Mg у складі стічних вод території породного відвалу шахти «Межирічанська» зумовлений переважно геохімічними процесами, що відбуваються в масиві техногенних порід.

Залізо (Fe) потрапляє у водне середовище внаслідок окиснення піриту (FeS_2), що призводить до утворення сірчаної кислоти та розчинних форм заліза. Цей процес є типовим для явища кислотного дренажу шахт. Марганець (Mn) надходить до води через розчинення сульфідних і карбонатних мінералів, зокрема в умовах зниженої кислотності та за участі мікробіологічних процесів. Калій (K) є компонентом глинистих мінералів та польових шпатів і потрапляє у водне середовище внаслідок вивітрювання силікатів. Кальцій (Ca) та магній (Mg) утворюються в результаті вилугування карбонатів (кальциту, доломіту), які широко представлені у складі відвальних порід [29, 132, 172].

Наявність цих елементів у воді свідчить про активні процеси мінералогічного розкладу та порушення природного геохімічного балансу

техногенно трансформованих ландшафтів [20, 22].

Для з'ясування напрямків міграції забруднюючих речовин у межах техногенного об'єкта було здійснено локальний аналіз гідрохімічного складу стічних вод, сформованих на схилах породного відвалу шахти «Межирічанська».

Оскільки відбір проб проводився на чотирьох основних точках терикону, на північній, південній, західній та східній, це дало змогу нам отримати повну картину просторового розподілу токсичних елементів безпосередньо в межах відвалу.

Такий підхід дозволив оцінити вплив морфології об'єкта (висоти, напрямку схилів, орієнтації до переважаючих вітрів, напрямку дренажу) на характер розповсюдження забруднення. Отримані результати дають можливість виявити ділянки з найбільшим навантаженням та потенційною небезпекою для довкілля, що є важливим з огляду на планування пріоритетних рекультиваційних заходів (рис. 3.7).

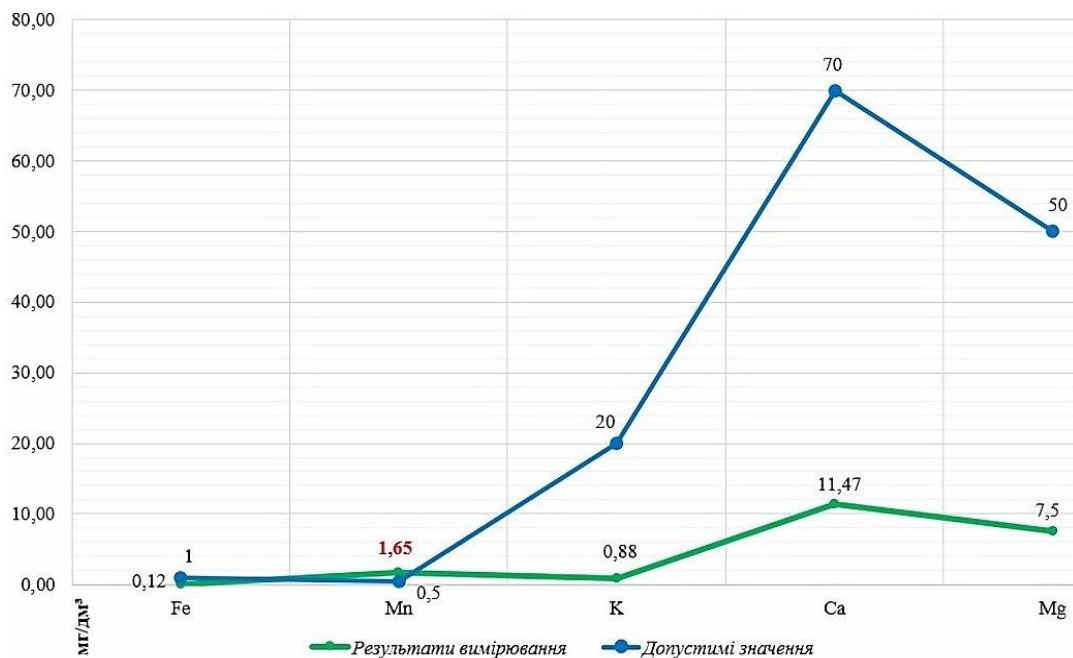


Рисунок 3.7 - Вміст макроелементів у стічних водах північного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

На північному схилі терикону фіксуються помірні концентрації

досліджених елементів. Незначне перевищення допустимого рівня спостерігається лише для марганцю (Mn), вміст якого становить 1,65 мг/дм³ при ГДК 0,1 мг/дм³. Інші елементи, зокрема Fe, K, Ca та Mg, залишаються в межах допустимих значень або близько до них. Загалом, гідрохімічна ситуація на цій ділянці є найменш напруженою серед усіх досліджених сторін.

На південному схилі спостерігається підвищене забруднення стічних вод порівняно з іншими напрямками (рис. 3.8).

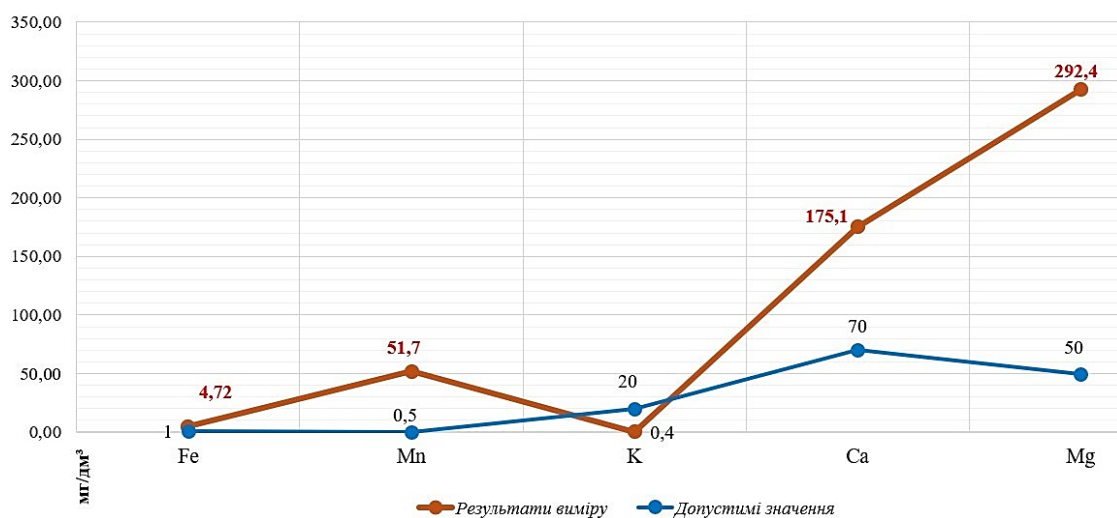


Рисунок 3.8 - Вміст макроелементів у стічних водах південного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

Найбільше перевищення зафіксовано для марганцю (Mn) - 8,2 мг/дм³ при допустимій нормі 0,1 мг/дм³. Значний вміст кальцію (Ca) - 91,2 мг/дм³ також перевищує гранично допустиме значення (25 - 75 мг/дм³). Інші елементи, зокрема Mg та Fe, є у межах допустимих концентрацій, хоча їхні значення також вищі, ніж на північному боці. Загалом, південний схил характеризується вищим рівнем хімічного навантаження, що може бути пов'язано з особливостями водовідведення та напрямком природного стоку.

На східному схилі спостерігається виражене перевищення допустимих концентрацій низки макроелементів (рис. 3.9).

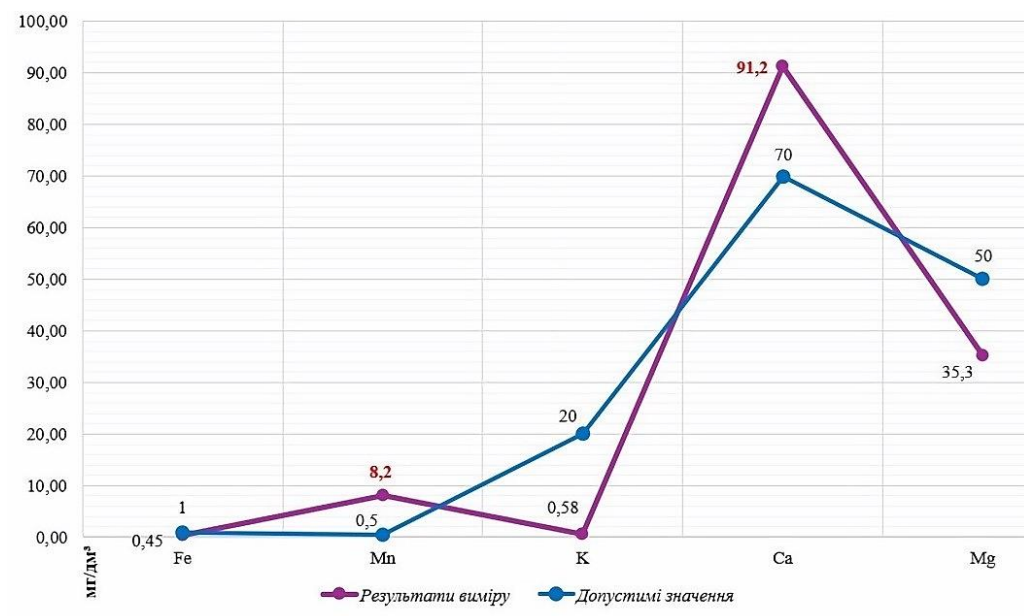


Рисунок 3.9 - Вміст макроелементів у стічних водах східного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

Найвищу екологічну небезпеку становить марганець (Mn) - 102,5 мг/дм³ при ГДК 0,1 - 0,5 мг/дм³, що понад 200 разів перевищує норму. Також фіксується перевищення для кальцію (Ca) — 103,4 мг/дм³, магнію (Mg) - 190,1 мг/дм³ та калію (K) - 14,2 мг/дм³, що вказує на значну інтенсивність хімічних процесів вилугування. Вміст заліза (Fe) та інших елементів також є підвищеним. Такий рівень забруднення може бути пов'язаний з особливостями орієнтації схилу, напрямком поверхневого стоку та більшою глибиною проникнення води у відвальні маси.

На західному схилі зафіксовано найвищі концентрації серед усіх досліджених ділянок (рис. 3.10).

Особливо значні перевищення спостерігаються для кальцію (Ca) - 278,5 мг/дм³ та магнію (Mg) - 333,2 мг/дм³. Також перевищено допустимий рівень марганцю (Mn), який становить 59,3 мг/дм³ при нормі 0,5 мг/дм³, що свідчить про надзвичайно високе техногенне навантаження. Навіть калій (K), який на інших ділянках мав незначні концентрації, тут досягає 8,9 мг/дм³.

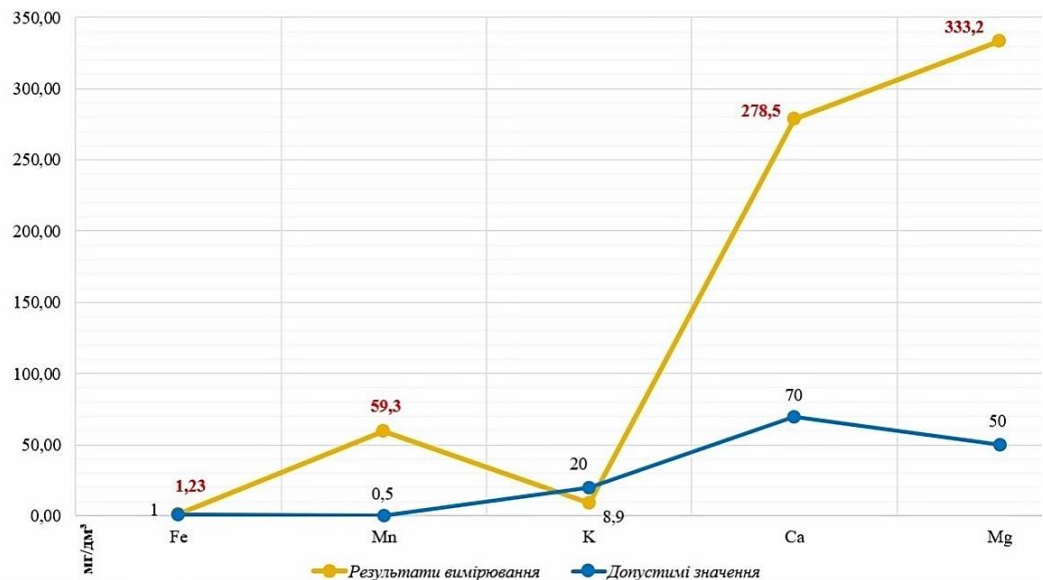


Рисунок 3.10 - Вміст макроелементів у стічних водах західного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

Ці показники вказують на інтенсивні процеси вилугування з відвальних порід, що можуть бути зумовлені морфологічною будовою відвалу, концентрацією водостоку та ступенем розкриття мінералів.

Результати порівняльного аналізу гідрохімічного складу стічних вод, відібраних з різних боків породного відвалу, засвідчили виразну просторову неоднорідність забруднення. Найменш навантаженою за вмістом розчинених хімічних елементів виявилася північна частина терикону, де переважна більшість показників залишалася в межах допустимих концентрацій. Це може бути пов'язано з особливостями рельєфу, зменшеним впливом водного стоку та меншою глибиною дренажу [5].

Натомість південний, західний та особливо східний схили характеризуються значним збагаченням водного компоненту макроелементами, що свідчить про активні процеси вилугування з мінералів відвальних порід.

Східна частина терикону вирізняється найвищим ступенем забруднення, де зафіксовано комплексне підвищення концентрацій одразу кількох елементів, що може свідчити про накопичення техногенного дренажу та несприятливі гідрогеологічні умови. Така асиметрія у забрудненні підтверджує залежність

інтенсивності хімічного навантаження від морфологічної будови терикону, напрямків поверхневого стоку та, ймовірно, орографічних особливостей місцевості.

Екологічне оцінювання якості стічних вод здійснювалось шляхом відбору проб на визначених геоекологічних полігонах (рис. 3.11), а також з урахуванням аналітичних даних.



Рисунок 3.11 - Карта локалізації точок відбору проб стічних вод у межах досліджуваної території

На основі результатів відбору проб стічних вод у межах дослідних ділянок було проведено розрахунки фонового вмісту хімічних елементів, що дало змогу встановити природні концентрації та порівняти їх із фактичними рівнями забруднення. У таблицях нижче подано значення фонового вмісту для кожного з досліджуваних елементів (табл. 3.5).

Таблиця 3.5 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) марганцю (Mn) у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
0,8	5,1	45
1,1	5,5	45,1
1,2	5,6	45,9
1,65	8,2	51,7
1,65	10,4	59,3
1,65	13,4	89,2
1,65	23	
1,8	25,7	
2,1	32,1	
2,3		
2,4		
3,2		
4,56		
ік=2,004615	ік=14,33333	ік=56,03333

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 10,75889

Аномальний вміст (Са) = 32,27667

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{0,8 - 2 - 10,7 - 14,3 - 32,27 - 56 - 89,2}{\text{мін} \quad \text{фон} \quad \text{Аномалія} \quad \text{мах}}$

Для візуалізації просторового розподілу концентрацій забруднюючих речовин у стічних водах було створено серію тематичних карт, які відображають поширення окремих хімічних елементів у межах досліджуваних ділянок [196].

Побудова карт просторового розподілу хімічних елементів у стічних водах здійснювалась за тією ж методикою, що й для ґрунтів, із використанням системи ГІС-аналізу.

Візуалізація даних здійснена з урахуванням фонового значення марганцю (10,7 мг/дм³) та порогових рівнів аномалій, що дає змогу оцінити ступінь техногенного навантаження (рис. 3.12).

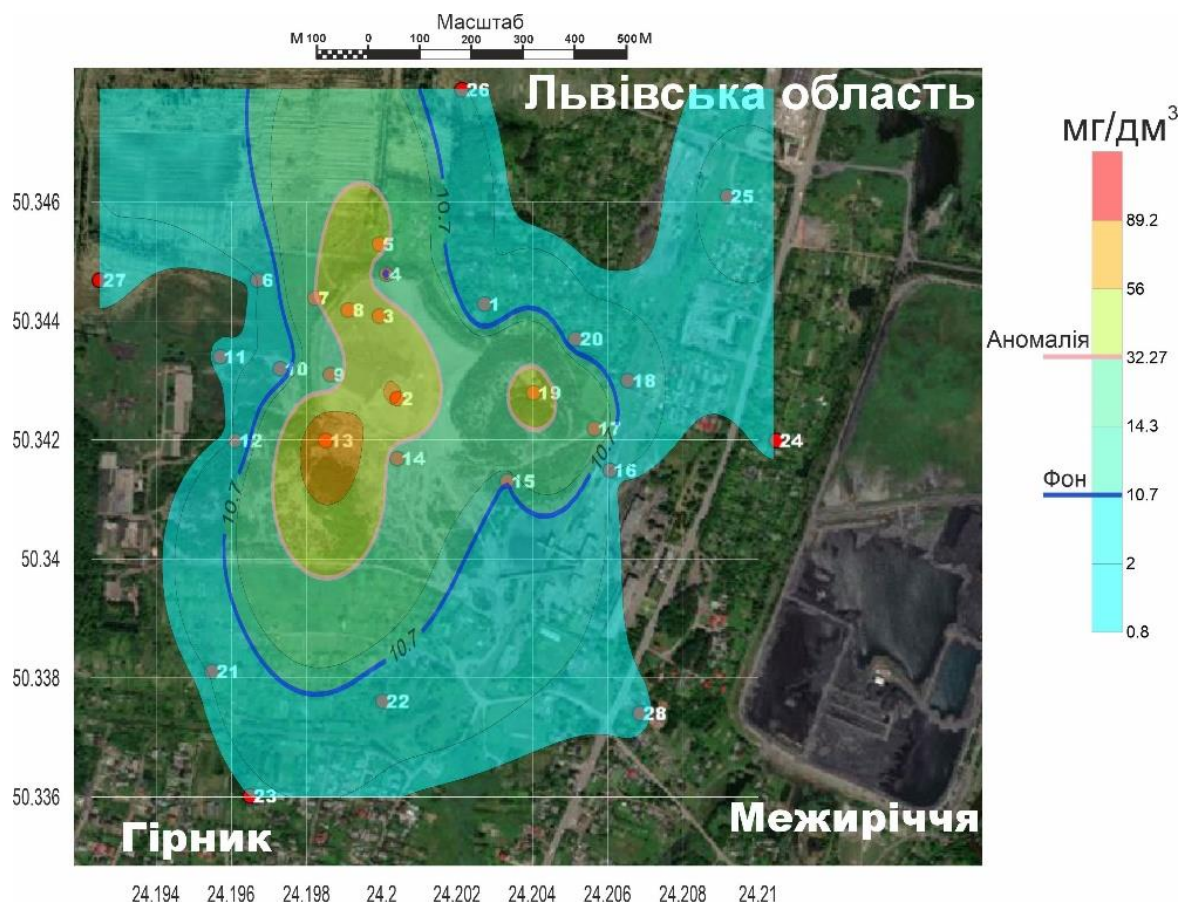


Рисунок 3.12 - Просторовий розподіл марганцю (Mn) у стічних водах досліджуваного терикону

Ізолінії відображають градацію вмісту марганцю у водному середовищі: від фонового рівня до значних концентрацій, які перевищують аномальний поріг (32,27 мг/дм³), досягаючи критичних значень - понад 89 мг/дм³ у найбільш забруднених зонах. Такий рівень свідчить про активну міграцію металу з породного відвалу в поверхневі води, що може становити небезпеку для місцевих екосистем і потребує подальшого моніторингу та планування заходів екологічної безпеки.

Наступним елементом, вміст якого було досліджено у стічних водах території впливу терикону, є калій (K), як один із показників мінералізації водного середовища та потенційного еколого-геохімічного навантаження (табл. 3.6).

Таблиця 3.6 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) калію (К) у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
0,23	2,3	7,1
0,3	2,81	8,9
0,4	3,2	9,1
0,45	3,9	9,2
0,45	4,78	
0,5		
0,55		
0,56		
0,57		
0,58		
0,58		
0,7		
0,7		
0,78		
0,88		
0,88		
0,88		
0,88		
0,9		
ік=0,619474	ік=3,398	ік=8,57

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 1,230556

Аномальний вміст (Са) = 3,691667

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{0,23 - 0,619474}{\text{мін}} - \frac{1,23 - 3,398}{\text{фон}} - \frac{3,69}{\text{Аномалія}} - \frac{8,57 - 9,2}{\text{мах}}$

Просторовий розподіл концентрацій калію у стічних водах досліджуваної території представлено на карті та відображає ступінь забруднення та можливі напрямки його міграції (рис. 3.13).

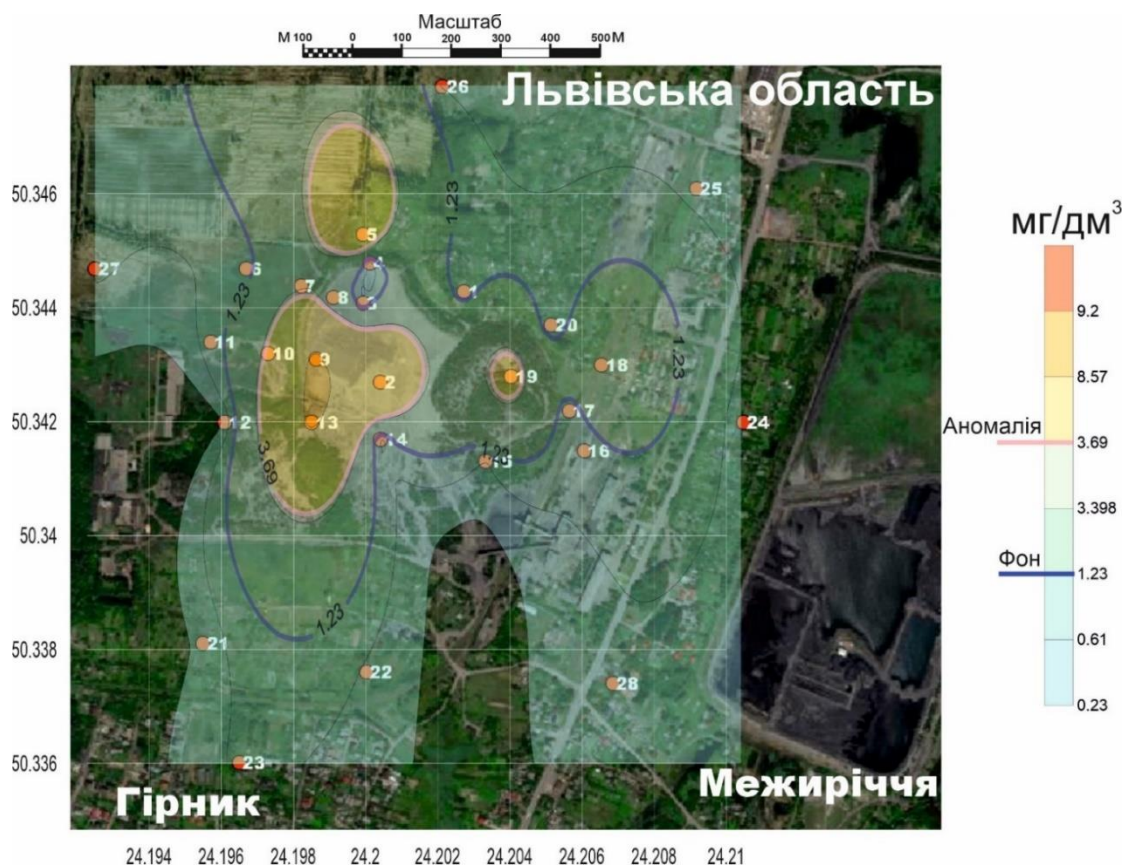


Рисунок 3.13 - Просторовий розподіл калію (K) у стічних водах досліджуваного терикону

На карті чітко виділяються ділянки, де концентрації калію перевищують регіональний фон (1,23 мг/дм³), досягаючи значень 8,57–9,2 мг/дм³, що свідчить про формування локальних техногенних аномалій.

Просторове накладання результатів на супутникове зображення дозволяє точно визначити географічне розташування забруднених зон та потенційні шляхи міграції елемента.

Наступним елементом оцінювання у складі стічних вод є магній (Mg), для якого також проведено розрахунок фонового вмісту з метою визначення рівня можливих відхилень та виявлення аномальних концентрацій (табл. 3.7).

На основі отриманих результатів встановлено, що просторовий розподіл магнію у стічних водах характеризується нерівномірністю та локальними зонами значного перевищення фонового рівня.

Таблиця 3.7 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) магнію (Mg) у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³			
7,5	33,1	73,1	195,23
7,5	34,9	104,8	210,34
7,5	35,3	134,59	255,9
7,5	35,6	134,9	290,5
28	38		294,4
30	40		333,2
	40		450
	45,2		
	50		
	50		
	55,67		
ік=14,6	41,61	111,84	289,93

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 74,48

Аномальний вміст (Са) = 223,4

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{7,5}{\text{мін}} - \frac{41,61}{\text{фон}} - \frac{74,48}{\text{Аномалія}} - \frac{223,4}{\text{макс}} - \frac{289,93}{\text{макс}} - \frac{450}{\text{макс}}$

Найвищі концентрації Mg виявлено в центральній та північно-східній частинах досліджуваної території, де значення перевищують порогові значення аномальності (223,4 мг/дм³), що свідчить про техногенне навантаження внаслідок гідродинамічної міграції забруднювачів з породного відвалу. У південно-західному та південно-східному секторах території переважають концентрації, що відповідають або наближаються до фонового рівня (74,48 мг/дм³), що вказує на відносно незначний техногенний вплив у цих зонах. Локальні аномалії можуть бути пов'язані з фільтраційними потоками, які транспортують розчинені іони з тіл териконів у напрямку прилягаючих урбанізованих і природних територій (рис. 3.14).

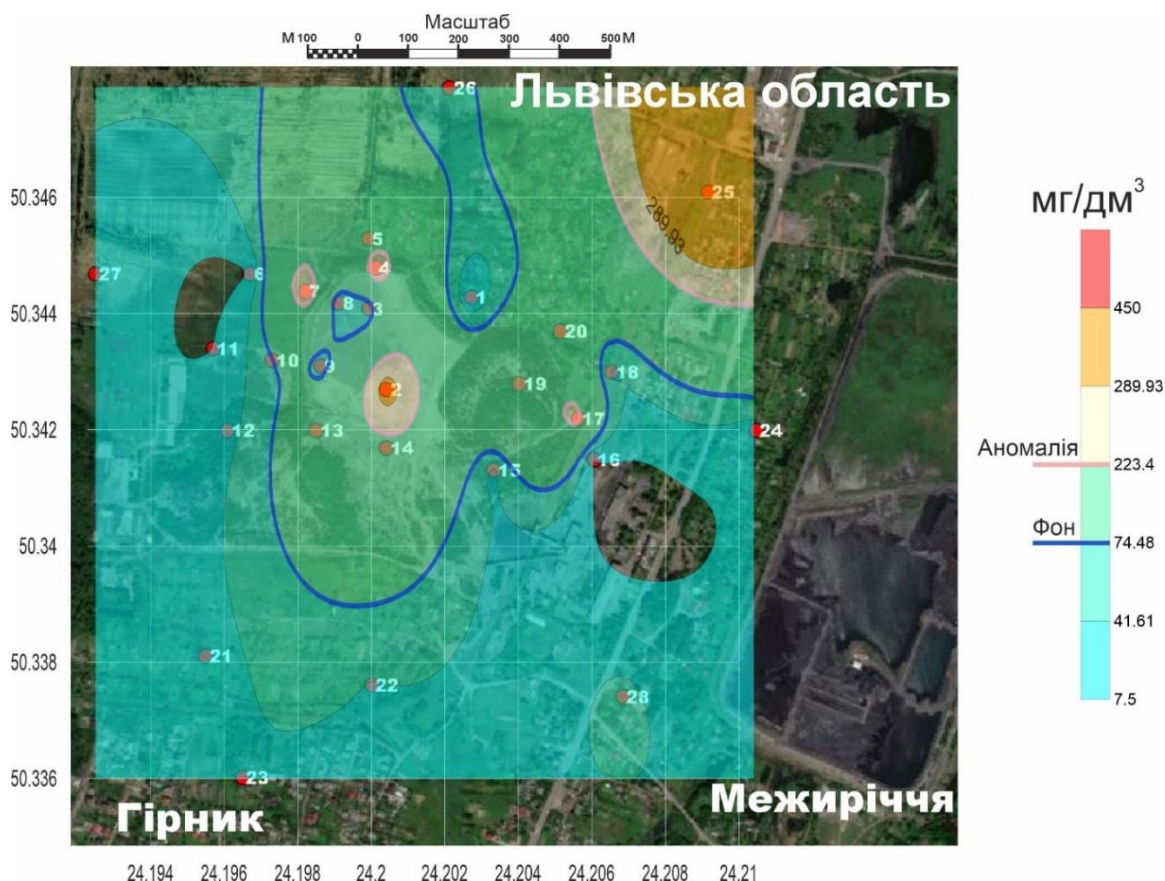


Рисунок 3.14 - Просторовий розподіл магнію (Mg) у стічних водах досліджуваного терикону

Наступний розрахунок фонового вмісту кальцію (Ca) у стічних водах проведено відповідно до загальної методики з урахуванням природного геохімічного фону території та особливостей просторового розподілу концентрацій елемента у межах зони впливу терикону (табл. 3.8).

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 64,9

Аномальний вміст (Ca) = 194,75

Ізоконцентрати (ік) для карти = $11,47 - 18,65 - 64,9 - 193,4 - 194,75 - 278,5$
мін
фон
Аномалія
мах

Просторовий розподіл кальцію (Ca) у стічних водах досліджуваного терикону характеризується переважним зосередженням підвищених концентрацій у центральній частині території, що прилягає безпосередньо до терикону.

Значення кальцію в окремих точках перевищують пороговий рівень аномалії, що свідчить про ймовірний техногенний вплив шахтних порід на водне

середовище. Водночас на периферії досліджуваної ділянки фіксується поступове зниження концентрації Са, що вказує на розсіювання забруднення в напрямку від джерела.

Таблиця 3.8 - Розрахунки фонового вмісту (Сф) кальцію (Са) у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
11,47	45,2	167
11,47	59,4	167,3
11,47	90,3	168,6
11,47	91,2	175,1
15	111,7	203,92
18	125,9	278,5
20	132,1	
20,4	145,45	
21		
22		
23		
23,9		
25		
27		
ік=18,65	ік=100,15	ік=193,4

Підвищені концентрації кальцію (Са) у стічних водах виявлені у безпосередній близькості до терикону, можуть бути зумовлені вимиванням легкорозчинних сполук кальцію з порід відвалу, особливо в умовах опадів або високого рівня інфільтрації атмосферної вологи. Зокрема, кальцій може мігрувати у формі карбонатів, сульфатів чи хлоридів, що часто зустрічаються в осадових породах, які формують терикон [6].

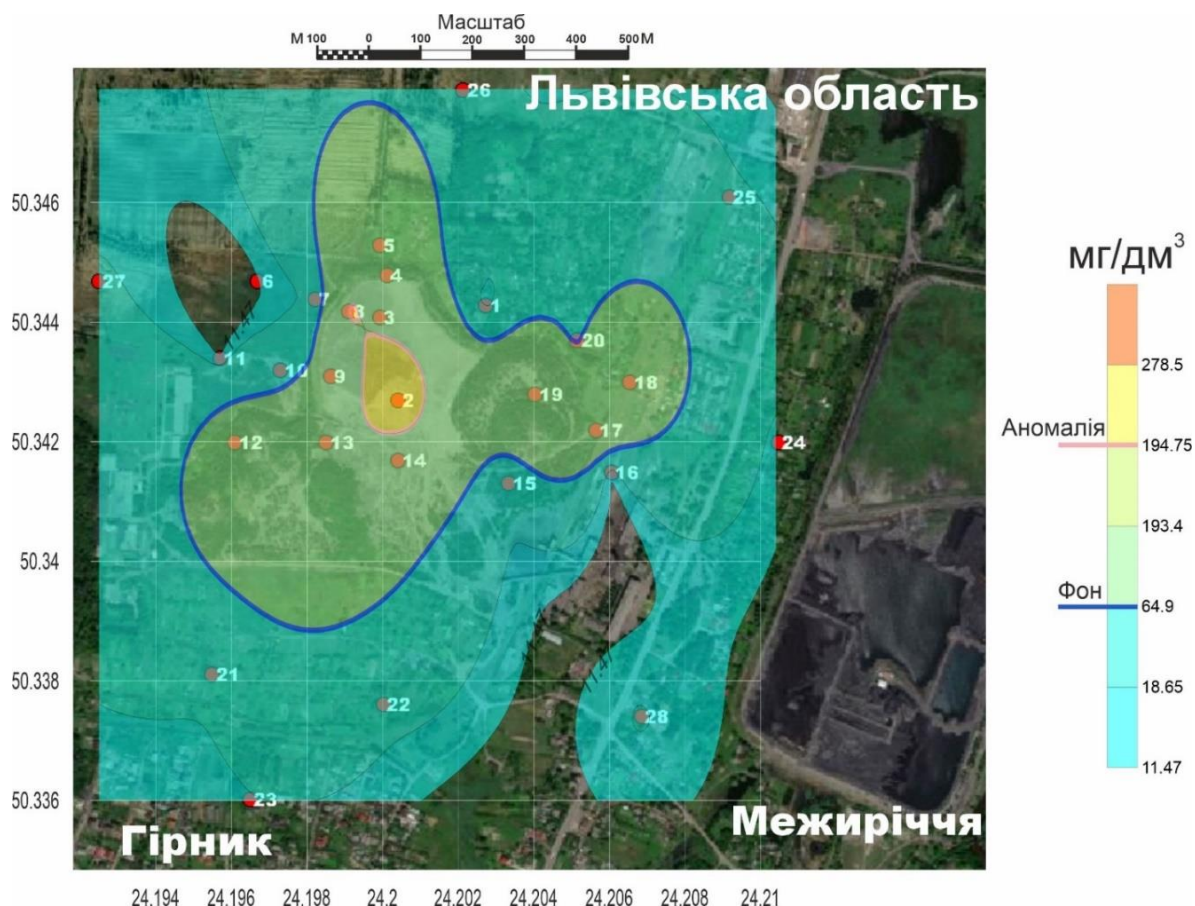


Рисунок 3.15 - Просторовий розподіл кальцію (Ca) у стічних водах досліджуваного терикону

Перевищення вмісту кальцію може мати низку негативних наслідків, що проявляються на різних рівнях екосистемного функціонування та впливають на здоров'я людини. У водних екосистемах надмірна концентрація Ca призводить до порушення кислотно-лужного балансу (рН), що, у свою чергу, може спричинити негативні зміни у життєдіяльності гідробіонтів. Для ґрунтів небезпеку становить потрапляння такої води на поверхню землі, адже це сприяє процесам луговіння, зміні фізико-хімічних властивостей ґрунтового профілю та зниженню його родючості [164].

Аналогічно для проб стічних вод також був здійснений розрахунок сумарного показника забруднення (Z_c). Результати розрахунків представлені у додатку В (табл. В.2).

На основі отриманих даних побудована картосхема сумарного показника забруднення стічних вод шахти «Межирічанська», що дозволяє оцінити загальне

техногенне навантаження за сукупністю вмісту кількох пріоритетних хімічних елементів (рис. 3.16).



Рисунок 3.16 - Сумарний показник забруднення стічних вод досліджуваного об'єкту

У ході досліджень встановлено наявність значних просторових коливань у вмісті хімічних елементів у стічних водах, що свідчить про неоднорідність джерел забруднення та складний характер їхнього впливу. Найбільше перевищення фонового рівня та допустимих концентрацій зафіксовано для марганцю, калію, магнію та кальцію, що може бути зумовлено вимиванням елементів із породних відвалів та процесами хімічного вивітрювання [5].

Аналіз сумарного показника забруднення (Z_c) дозволив виявити зони з високим рівнем техногенного навантаження, які потребують першочергових природоохоронних та рекультиваційних заходів. Просторові моделі поширення елементів вказують на прямий зв'язок між концентрацією токсикантів у водному

середовищі та локалізацією техногенних об'єктів, зокрема териконів.

Отже, отримані результати досліджень є важливими для подальшого планування природоохоронних заходів на території Червоноградського гірничопромислового району, оскільки дозволяють ідентифікувати ділянки з найбільшим екотоксичним навантаженням та будуть використовуватися для екологічного моніторингу стану водних об'єктів, прогнозування екологічних ризиків, а також формування бази даних для прийняття рішень щодо рекультивації та управління якістю водних ресурсів.

3.3 Просторовий розподіл радіаційного фону на території техногенного ландшафту

Одним із важливих чинників техногенного навантаження, пов'язаного з функціонуванням вугільної промисловості, є зміна природного радіаційного фону. Породні відвали здатні акумулювати та вивільняти природні радіоактивні елементи, що містяться у гірських породах, зокрема у вугільних пластах і супутніх мінералах. Унаслідок процесів вивітрювання, ерозії та розкриття глибинних геологічних структур відбувається підвищення локального γ -фону, що становить потенційний ризик для мешканців прилеглих територій і природних екосистем [11, 38].

У межах проведеного дослідження було здійснено вимірювання потужності еквівалентної дози γ -випромінювання (радіаційного фону) на різних ділянках поверхні породного відвалу шахти «Межирічанська» та в зоні його впливу. Метою дослідження є виявлення можливих локальних перевищень радіаційного фону відносно природного рівня та оцінка екологічної безпеки території.

Підвищення рівня радіаційного фону у зоні впливу породних відвалів зумовлюється низкою природно-техногенних факторів. Насамперед, відвальні породи можуть містити підвищені концентрації природних радіонуклідів,

зокрема ізотопів урану, торію та калію-40, які вивільняються у процесі видобутку вугілля та супутніх мінералів із глибоких геологічних горизонтів [4].

Утворення відкритої поверхні терикону без природного ґрунтового покриву сприяє прямому випромінюванню іонізуючих частинок у довкілля. Крім того, тривале атмосферне вивітрювання, ерозійні процеси та окиснення сульфідовмісних мінералів, зокрема піриту, можуть змінювати хімічні умови середовища, активізуючи мобілізацію іонів радіоактивних елементів. Таким чином, сукупність морфологічних, геохімічних і гідрометеорологічних чинників формує специфічні умови, за яких можливе локальне перевищення природного γ -фону [59].

Згідно з чинними нормативами, встановленими Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97/Д-2000), гранично допустиме значення потужності еквівалентної дози (ПЕД) фотонного іонізуючого випромінювання на відкритій місцевості становить 0,3 мкЗв/год [88].

З метою оцінювання рівня радіаційного фону у зоні впливу породного відвалу було здійснено серію вимірювань потужності еквівалентної дози γ -випромінювання (ПЕД) у межах території шахти «Межирічанська» та прилеглих ділянок. Результати вимірювань наведено в таблиці нижче (табл. 3.9).

Аналіз результатів вимірювання потужності еквівалентної дози γ -випромінювання (ПЕД) у межах техногенного впливу породного відвалу шахти «Межирічанська» засвідчив, що більшість значень коливається в межах 0,20–0,32 мкЗв/год, що загалом не перевищує нормативного показника, встановленого НРБУ-97/Д-2000 (0,3 мкЗв/год) [88]. Винятком є лише поодинокі точки з граничними або трохи завищеними значеннями (наприклад, 0,32 мкЗв/год), що свідчать про локальні прояви техногенного впливу. Найвищі показники ПЕД зафіксовано в безпосередній близькості до центральної частини відвалу, що ймовірно пов'язано з особливостями мінералогічного складу порід та вивітрювання глибинних матеріалів, збагачених природними радіонуклідами. Водночас із віддаленням від об'єкта спостерігається тенденція до зниження

радіаційного фону, що свідчить про обмежений радіаційний вплив терикону на прилеглі території.

Таблиця 3.9 - Потужність еквівалентної дози γ -випромінювання у зоні впливу досліджуваного породного відвалу

Координата Y	Координата X	ПЕД, мкЗв/год
50.3195	24.1778	0.28
50.3195	24.1791	0.32
50.3196	24.1799	0.3
50.3197	24.1833	0.29
50.3213	24.1795	0.27
50.3195	24.1778	0.28
50.3187	24.1781	0.27
50.3183	24.1783	0.32
50.3171	24.1813	0.24
50.3183	24.1808	0.28
50.3195	24.1778	0.28
50.3192	24.1766	0.28
50.3191	24.1755	0.27
50.3187	24.173	0.25
50.3175	24.1756	0.22
50.3195	24.1778	0.28
50.3203	24.1772	0.28
50.3209	24.177	0.31
50.3218	24.1768	0.31
50.3203	24.1743	0.21
50.3381	24.1955	0.2
50.3376	24.2	0.23
50.336	24.1965	0.21
50.342	24.2104	0.15
50.3461	24.2091	0.18
50.3479	24.2021	0.18
50.3447	24.1925	0.2
50.3374	24.2068	0.2

З метою виявлення коливань рівня ПЕД між окремими точками, дані таблиці 3.11 узагальнено у графічному вигляді (рис. 3.16).

Графік наочно демонструє варіативність потужності еквівалентної дози γ -випромінювання в межах досліджуваної території, що дозволяє виокремити точки з підвищеним техногенним навантаженням. Зокрема, на кількох точках фіксуються значення, наближені до гранично допустимого рівня або незначно перевищують його, що вказує на потенційно локалізовані осередки накопичення природних радіонуклідів у породі відвалу.

Переважна частина виміряних значень залишалася в межах допустимого фону, що свідчить про відносну стабільність радіаційної ситуації на більшості ділянок техногенного об'єкта (рис. 3.17).

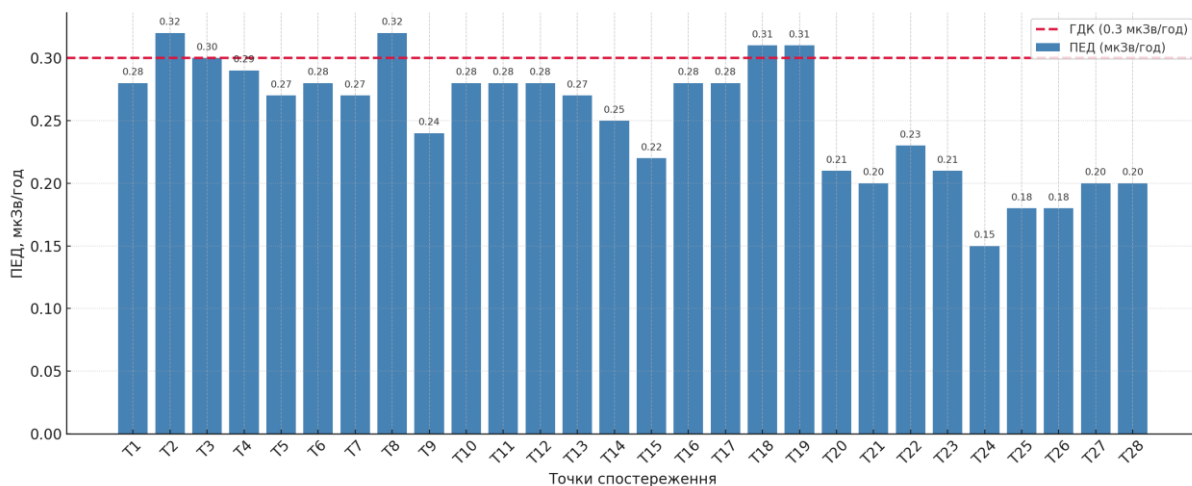


Рисунок 3.17 - Рівень ПЕД γ -випромінювання у межах зони впливу терикону відносно ГДК

З метою оцінки природного фону γ -випромінювання у регіоні дослідження проведено порівняльний аналіз рівнів ПЕД у кількох населених пунктах, розташованих в межах та поза межами гірничопромислового навантаження (рис.3.18).

Найнижчі значення фону зафіксовано у місті Львів (0,09 мкЗв/год), що відображає типову природну радіаційну ситуацію для урбанізованих територій, віддалених від джерел техногенного впливу. У Червонограді та Великих Мостах показники становили відповідно 0,16 і 0,12 мкЗв/год, що також свідчить про відносно стабільний природний фон. Найвищий рівень γ -випромінювання зареєстровано в селі Сілець (0,22 мкЗв/год), що зумовлено близькістю до території центральної збагачувальної фабрики (ЦОФ) та відповідно - підвищеним фоновим навантаженням. Дані проведених досліджень слугують важливою основою для зіставлення з показниками, зафіксованими безпосередньо на породних відвалах.

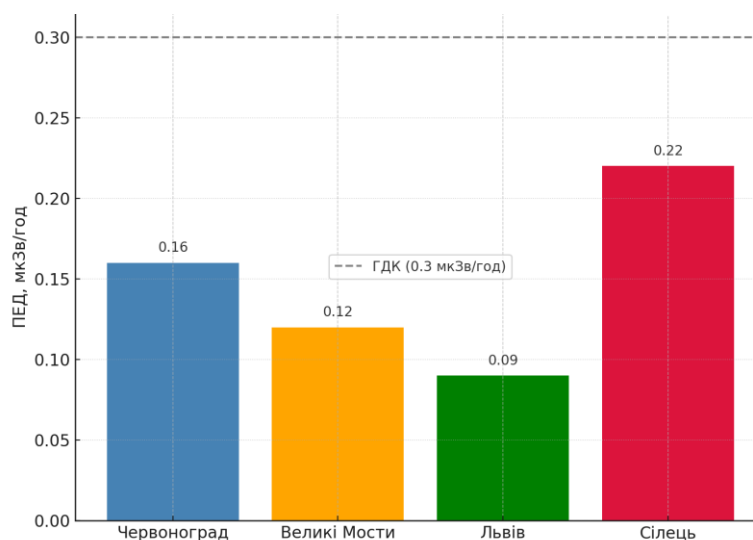


Рисунок 3.18 - Порівняння фонових рівнів потужності еквівалентної дози γ -випромінювання в населених пунктах Червоноградського гірничопромислового регіону

Для візуалізації просторового розподілу ПЕД гамма-випромінювання у зоні впливу терикону шахти «Межирічанська» побудовано картографічну модель на основі даних проведених вимірювань (рис. 3.19).



Рисунок 3.19 - Просторовий розподіл потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання в районі терикону шахти «Межирічанська»

На основі побудованої карти виявлено зони підвищеної радіаційної активності, які локалізуються в центральній частині досліджуваної території, що свідчить про техногенне навантаження на прилеглі екосистеми та необхідність подальшого моніторингу.

Таким чином, результати дослідження потужності еквівалентної дози γ -випромінювання у межах впливу породного відвалу шахти «Межирічанська» свідчать про переважну відповідність показників встановленим нормативам радіаційної безпеки. Лише в окремих точках зафіксовано гранично допустимі або підвищені значення ПЕД, що має локальний характер. Порівняння з природним фоном прилеглих населених пунктів підтверджує відносну стабільність радіаційної ситуації на більшості ділянок досліджуваної території.

3.4 Таксономічний аналіз та структурно-кількісна характеристика фітоценозів техногенно дегастрованих ландшафтів

Техногенне навантаження, зокрема від діяльності вугільної промисловості, суттєво змінює природні умови середовища, уповільнюючи або повністю порушуючи процеси природного відновлення. Це актуалізує необхідність дослідження просторових особливостей формування рослинного покриву на деградованих ділянках, що є важливим елементом у подальшій реалізації заходів рекультивації та фітомеліорації.

Аналіз просторової організації рослинного покриву на територіях техногенного навантаження є важливою складовою оцінки потенціалу природного самовідновлення екосистем. Горизонтальна структура фітоценозу безпосередньо відображає ступінь адаптації рослинного компонента до екологічних умов середовища, а також інтенсивність фітомеліоративних процесів. На ранніх етапах сукцесії, особливо на субстратах породних відвалів, спостерігається фрагментарний розподіл рослинного покриву, що ускладнює формування стійких фітоценозів [17, 86, 117].

У межах дослідження було здійснено визначення проективного покриття рослинності на різних ділянках породного відвалу шахти «Межирічанська» з метою виявлення закономірностей горизонтальної диференціації рослинного шару. Отримані показники лягли в основу подальшої оцінки фітомеліоративної ефективності та екологічного потенціалу досліджуваної території.

Дослідна ділянка розташована поблизу підніжжя терикону шахти «Межирічанська», у межах території, що зазнала суттєвого техногенного впливу внаслідок тривалої гірничовидобувної діяльності (рис. 3.20). У результаті трансформації первинного ландшафту спостерігається високий ступінь деградації: поверхня ущільнена, з вираженими ознаками водної ерозії, що проявляється у вигляді глибоких промивин та ерозійних заглиблень на схилах. Територія містить насипи негорілої вугільної породи, окремі ділянки з деформованим мікрорельєфом, заповненим атмосферними опадами, а також фіксуються стихійні місця накопичення твердих побутових відходів [5].



Рисунок 3.20 - Візуальна характеристика фітоценозу на південному схилі породного відвалу

Відповідно до візуальних спостережень на південному схилі породного відвалу спостерігається помірне та місцями щільне проективне покриття. Зокрема, значення проективного покриття коливаються в межах 40-80%, що свідчить про відносно добре сформований рослинний шар на цій ділянці. Найвищий показник - (80%), свідчить про наявність суцільного трав'яного покриву та деревно-чагарникової рослинності. У межах цього схилу також зафіксовано значення 60% та 40%, що демонструє поступовий перехід до менш щільного покриву на периферійних ділянках. Рівень ущільнення субстрату становить 45 кг/см², що відповідає V категорії ущільнення і вказує на суттєве техногенне навантаження на ґрунтову поверхню [37].

Таксономічне різноманіття рослинного покриву на південному схилі відображає як процеси спонтанного заселення, так і адаптацію видів до умов техногенного субстрату.

У ході фітоценотичних досліджень було виявлено видовий склад рослинного покриву, що відображає диференціацію таксономічної структури на окремих дослідних ділянках.

Один із прикладів такої структури наведено в таблиці нижче, яка відображає видовий склад рослинності на південному схилі породного відвалу (табл. 3.10).

Таблиця 3.10 - Таксономічна структура рослинного покриву (південна ділянка відвалу)

№	Видова назва (укр.)	Латинська назва	Родина (укр.)	Родина (лат.)
1	Сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Соснові	Pinaceae
2	Береза повисла	<i>Betula pendula</i> Roth.	Березові	Betulaceae
3	Будяк звичайний	<i>Carduus acanthoides</i> L.	Айстрові	Asteraceae
4	Кульбаба лікарська	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	Айстрові	Asteraceae
5	Полин звичайний	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Айстрові	Asteraceae
6	Тонконіг лучний	<i>Poa pratensis</i> L.	Злакові	Poaceae
7	Подорожник ланцетолистий	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Подорожникові	Plantaginaceae
8	Куничник наземний	<i>Calamagrostis epigeious</i> (L.)	Злакові	Poaceae
9	Пирій повзучий	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould.	Злакові	Poaceae
10	Кропива дводомна	<i>Urtica dioica</i> L.	Кропивові	Urticaceae

Таксономічна структура рослинного покриву південного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська» демонструє помірне видове різноманіття, представлене переважно трав'янистими формами.

У складі фітоценозу виявлено десять видів, що належать до семи родин. Найбільше представлені родини *Poaceae* (злакові) та *Asteraceae* (айстрові) - по три види, що свідчить про переважання видів із високим рівнем екологічної пластичності, здатних до освоєння порушених техногенних субстратів. Наявність представників родин *Betulaceae*, *Pinaceae* та *Urticaceae* свідчить про початкові ознаки формування стабільніших фітоценозів, зокрема з участю деревних та синантропних видів. Таке поєднання у видовому складі вказує на ранню стадію сукцесійного процесу з потенціалом до поступового ускладнення структури рослинного покриву (рис. 3.21).

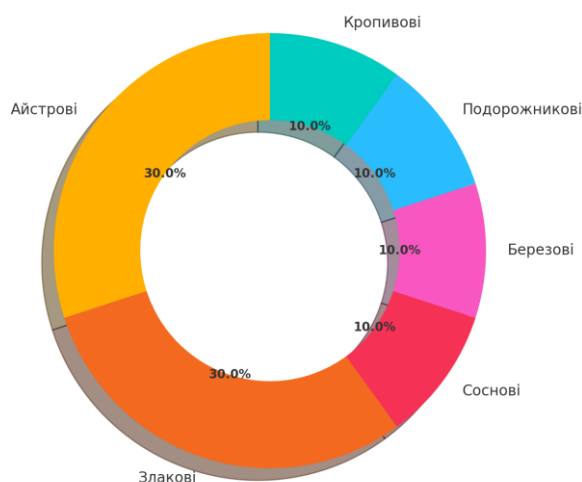


Рисунок 3.21 - Кількісне співвідношення рослин за родинами у фітоценозі південного схилу техногенної ділянки

Діаграма відображає співвідношення рослин за родинами, виявленими на південному схилі породного відвалу. Розподіл часток у видовому складі свідчить про переважання екологічно пластичних, стресостійких видів. Такий розподіл вказує на характерну для початкових сукцесій тенденцію до домінування

піонерних форм, здатних до закріплення на нестабільному техногенному субстраті.

Таксономічне різноманіття рослинного покриву на південному схилі відображає як процеси спонтанного заростання, так і адаптацію видів до умов техногенного субстрату.

Таким чином, південний схил породного відвалу шахти «Межирічанська» характеризується відносно стабільним фітоценозом, що проявляється у помірно високому рівні проективного покриття (40-80%) та наявності видового різноманіття, представленого переважно екологічно пластичними трав'янистими та деревно-чагарниковими формами. Візуальні характеристики території підтверджують наявність ділянок із ущільненою поверхнею та ерозійними процесами, однак сформована рослинність вказує на високий потенціал цієї частини відвалу до природного відновлення та подальшого фітомеліоративного розвитку.

Східний схил породного відвалу характеризується різноманітним видовим складом, у якому поєднуються як деревні, так і трав'янисті форми рослинності. Ця ділянка зазнає помірного техногенного навантаження, що, однак, не перешкоджає природним процесам сукцесії та поступового формування фітоценозів. Виявлений рослинний покрив свідчить про адаптацію флори до умов техногенного субстрату та наявність як піонерних видів, так і представників стабільніших фітоценозів (рис. 3.22).

Дослідна ділянка розташована в пониженні рельєфу зі схилами крутизною 40 - 45°, що зумовлює певні особливості мікроклімату та накопичення вологи. Поверхня характеризується щільним, різноманітним рослинним покривом, який формує суцільне проективне перекриття. Угруповання представлені деревною, чагарниковою, трав'янистою та моховою рослинністю. На ділянці зафіксовано щільне накопичення органічної підстилки товщиною 5 - 10 см з численними плодовими тілами грибів, що вказує на стабілізованість ґрунтового середовища.



Рисунок 3.22 - Рослинний покрив східного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

Проективне покриття рослинності на східному схилі породного відвалу становить у середньому 60 - 65%, що відповідає помірному рівню фітомеліоративного покриву. Просторове розміщення рослин є груповим, із переважанням трав'янистих видів (30%), часткою деревної рослинності - 25% та чагарників - 10%. Попри відносну щільність покриву, значна частина дерев перебуває у незадовільному фітосанітарному стані: зафіксовано сухостої, суховершинні та похилені екземпляри, що свідчить про порушення стабільності фітоценозу.

За результатами визначення фізико-механічних властивостей субстрату рівень ущільнення становить 36 кг/см², що відповідає IV категорії ущільнення.

Таксономічна структура фітоценозу східного схилу характеризується високим видовим різноманіттям, що охоплює представників як деревної, так і трав'янистої рослинності. Загалом виявлено 15 видів рослин, які належать до 11 родин. Провідну роль у формуванні рослинного покриву відіграють представники родин *Poaceae* (злакові) та *Asteraceae* (айстрові), що є типовими для ділянок із відкритими ґрунтами та нестабільними умовами зволоження. Значну частку також складають види з родин *Salicaceae*, *Fabaceae* та *Rosaceae*, які виконують роль як стабілізаторів субстрату, так і фітомеліорантів (табл. 3.11).

Таблиця 3.11 - Таксономічна структура рослинного покриву східного схилу породного відвалу

№	Українська назва	Латинська назва	Родина (укр.)	Родина (лат.)
1	Сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Соснові	Pinaceae
2	Береза повисла	<i>Betula pendula</i> Roth.	Березові	Betulaceae
3	Дуб звичайний	<i>Quercus robur</i> L.	Букові	Fagaceae
4	Тополя біла	<i>Populus alba</i> L.	Вербові	Salicaceae
5	Осика	<i>Populus tremula</i> L.	Вербові	Salicaceae
6	Кульбаба лікарська	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	Айстрові	Asteraceae
7	Полин звичайний	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Айстрові	Asteraceae
8	Тонконіг лучний	<i>Poa pratensis</i> L.	Злакові	Poaceae
9	Подорожник ланцетолистий	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Подорожникові	Plantaginaceae
10	Пирій повзучий	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould.	Злакові	Poaceae
11	Кропива дводомна	<i>Urtica dioica</i> L.	Кропивові	Urticaceae
12	Конюшина повзуча	<i>Trifolium repens</i> L.	Бобові	Fabaceae
13	Костриця лучна	<i>Lolium pratense</i> (Huds.) Darbysh.	Злакові	Poaceae
14	Морква дика	<i>Daucus carota</i> L.	Окружкові	Apiaceae
15	Перстач гусячий	<i>Potentilla anserina</i> L.	Трояндові	Rosaceae

Наявність деревних видів (*Pinus sylvestris* L., *Quercus robur* L., *Populus* spp.) свідчить про поступовий розвиток сукцесійних процесів та формування більш стійких фітоценозів. Разом із тим, поява бур'янових та піонерних видів, таких як *Taraxacum officinale* і *Artemisia vulgaris*, вказує на збереження часткового порушення субстрату та можливу фрагментацію рослинного покриву.

Структура фітоценозу східного схилу породного відвалу характеризується домінуванням видів, притаманних відкритим та порушеним екотопам, зокрема представників злакових, які добре пристосовані до техногенних умов. Значну частку також становлять види, що належать до піонерної та вологолюбної рослинності, що свідчить про природну здатність ділянки до самовідновлення. Наявність окремих представників деревних та різнотравних родин вказує на поступове зростання біорізноманіття та розвиток сукцесійних процесів у межах техногенного ландшафту (рис. 3.23).

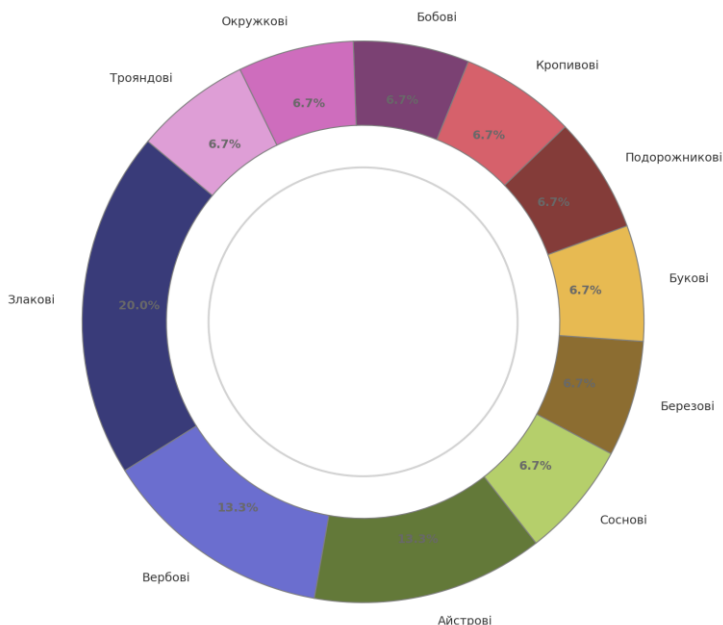


Рисунок 3.23 - Співвідношення родин у складі рослинного покриву східного схилу

Східний схил породного відвалу демонструє ознаки активного фітоценотичного формування з домінуванням різновікових угруповань. Спостерігається поступове стабілізування рослинного покриву, що супроводжується участю як піонерних, так і більш адаптованих видів. Попри локальні прояви деградації, ця частина відвалу має потенціал до подальшого природного відновлення за умови впровадження заходів фітомеліорації.

Ділянка на північному боці терикону характеризується помірним підйомом рельєфу (кут нахилу 10 - 30°), який поступово переходить у верхню частину відвалу. Нижня зона представлена більш вирівняними ділянками з добре розвиненою лучною та деревною рослинністю.

Спостерігається наявність на стовбурах дерев мохоподібних і плодових тіл грибів, що свідчить про підвищену вологість мікросередовища. В окремих місцях виявлено осередки побутового сміття та локальні прояви дигресії, що вказує на вплив антропогенних чинників навіть на відносно стабілізовану територію (рис. 3.24).



Рисунок 3.24 - Загальний вигляд та рослинний покрив північного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

На північному схилі зафіксовано проективне покриття в межах 50 - 60%. Просторове розміщення рослинного покриву має переважно груповий характер, тоді як на вирівняних ділянках із лучною рослинністю воно набуває суцільної форми. Сприятливі мікрокліматичні умови зумовили активну генерацію деревної порослі - відмічено значну кількість сіянців деревних порід висотою 0,5 - 1,5 м. Показник ущільнення ґрунту становить 32 кг/см², що відповідає IV категорії за класифікацією фізичного стану ґрунтів. Це свідчить про помірно сприятливі умови для розвитку фітоценозу та потенціал ділянки до природного відновлення при мінімальному рекультиваційному втручанні [99].

Таксономічна структура рослинного покриву північного схилу породного відвалу представлена широким видовим різноманіттям (табл. 3.12).

Видовий склад рослинного покриву північного схилу породного відвалу представлений різноманітними видами, що охоплюють усі яруси: деревний, чагарниковий і трав'янистий. Домінують злакові, що свідчить про їх високу пристосованість до техногенного субстрату. Важливу роль у формуванні вторинного покриву відіграють також представники айстрових, розових і

бобових. Наявність видів з інших родин вказує на активний розвиток сукцесійних процесів і поступове формування стабільніших фітоценозів.

Таблиця 3.12 - Таксономічна структура рослинного покриву північного схилу породного відвалу

№	Українська назва	Латинська назва	Родина (укр.)	Родина (лат.)
1	сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Соснові	Pinaceae
2	береза повисла	<i>Betula pendula</i> Roth.	Березові	Betulaceae
3	дуб звичайний	<i>Quercus robur</i> L.	Букові	Fagaceae
4	осика	<i>Populus tremula</i> L.	Вербові	Salicaceae
5	робінія звичайна	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Бобові	Fabaceae
6	глід одноматочковий	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Трояндові	Rosaceae
7	кульбаба лікарська	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	Айстрові	Asteraceae
8	полин звичайний	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Айстрові	Asteraceae
9	тонконіг лучний	<i>Poa pratensis</i> L.	Злакові	Poaceae
10	подорожник ланцетолистий	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Подорожникові	Plantaginaceae
11	пирій повзучий	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Злакові	Poaceae
12	конюшина повзуча	<i>Trifolium repens</i> L.	Бобові	Fabaceae
13	морква дика	<i>Daucus carota</i> L.	Окружкові	Apiaceae
14	тимофіївка лучна	<i>Phleum praense</i> L.	Злакові	Poaceae
15	пахуча трава звичайна	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Злакові	Poaceae
16	куничник наземний	<i>Calamagrostis epigeious</i> (L.)	Злакові	Poaceae
17	осот польовий	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Айстрові	Asteraceae
18	будяк звичайний	<i>Carduus acanthoides</i> L.	Айстрові	Asteraceae
19	щавель кінський	<i>Rumex confertus</i> Willd.	Гречкові	Polygonaceae
20	шипшина звичайна	<i>Rosa canina</i> L.	Трояндові	Rosaceae
21	суниці лісові	<i>Fragaria vesca</i> L.	Трояндові	Rosaceae

На рисунку 3.25 подано розподіл видів рослин за родинною належністю на північному схилі породного відвалу шахти «Межирічанська». Домінують злакові, що свідчить про їх високу адаптивність до техногенних умов. Значну роль у структурі відіграють також айстрові, трояндові та бобові, які формують основу стабілізації рослинного покриву. Інші родини представлені меншою кількістю видів, проте доповнюють мозаїчну структуру фітоценозу.

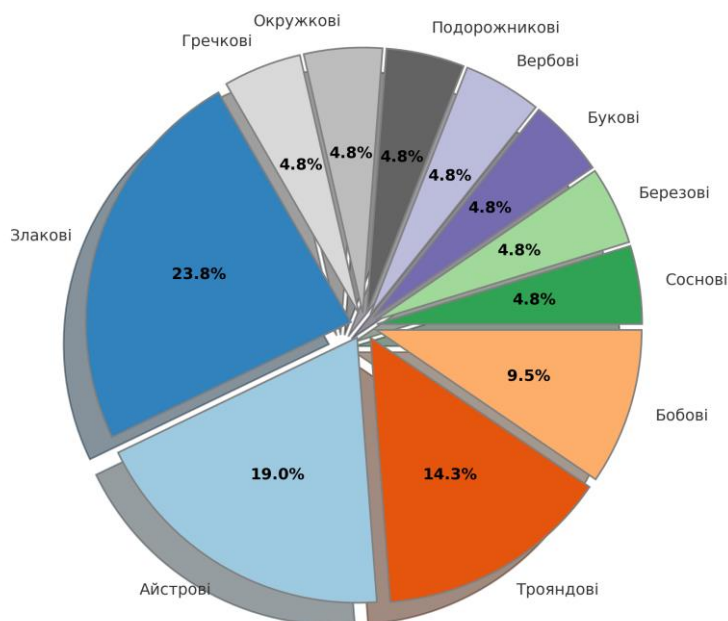


Рисунок 3.25 - Родинна структура фітоценозу північного схилу терикону

Північний схил породного відвалу характеризується сформованим фітоценозом із вираженою участю злакових, айстрових і бобових видів, що вказує на просування сукцесійних процесів до більш стабільних фаз. Помірне ущільнення ґрунту, наявність сіяncів деревних порід та достатнє проєктивне покриття свідчать про середній рівень фітомеліоративної спроможності ділянки та потенціал до подальшого природного відновлення за умови часткової рекультивації.

Західна частина породного відвалу представлена рівнинною ділянкою з незначним ухилом (до 10°), яка прилягає до штучно сформованого транспортного шляху, що веде до верхньої тераси терикону. Завдяки відносно стабільним умовам рельєфу та обмеженому техногенному впливу, на території сформувалися природні рослинні угруповання, що активно розвивалися протягом останніх 10 - 15 років (рис. 3. 26).



Рисунок 3.26 - Загальний вигляд західного схилу породного відвалу шахти «Межирічанська»

У структурі фітоценозу переважають деревно-чагарникові формації в поєднанні з густим трав'янистим надґрунтовим покривом. Комплексний характер рослинного покриву свідчить про відносно високий ступінь самовідновлення ділянки, зокрема за рахунок вторинного заліснення та стабілізації ґрунтового середовища.

Західний схил характеризується високим рівнем проективного покриття, що становить у середньому близько 70%. Просторове розміщення рослинності здебільшого групове, з окремими ділянками суцільного вкриття, переважно у знижених місцях. Домінуючими за площею є трав'янисті види (50%), хоча значну участь у структурі фітоценозу мають дерева (25%) та кущі (10%), що свідчить про послідовний розвиток вторинного рослинного покриву. У польових умовах також зафіксовано активне природне поновлення у вигляді численних сіянців висотою 1 - 1,5 м, що вказує на стабільні умови для заліснення. За результатами вимірювання, рівень ущільнення ґрунту становить 26 кг/см², що відповідає III категорії та характеризує ділянку як помірно ущільнену, з потенціалом до вільного розвитку кореневої системи. Дані підтверджують

загальні характеристики ділянки, демонструючи високий рівень проективного покриття та відсутність ознак деградації фітоценозу.

Таксономічна структура фітоценозу західного схилу породного відвалу представлена 21 видом, що належать до 12 родин. Домінуючими є родини Злакові (*Poaceae*), які включають 5 видів, що свідчить про їх здатність ефективно колонізувати техногенні субстрати та формувати щільне надґрунтове вкриття. Важливу роль у формуванні фітоценозу відіграють також Трояндові (*Rosaceae*), Айстрові (*Asteraceae*) та Бобові (*Fabaceae*), кожна з яких налічує від двох до трьох видів (табл. 3.13).

Таблиця 3.13 - Таксономічна структура рослинного покриття західного схилу породного відвалу

№	Видова назва (укр.)	Видова назва (лат.)	Родина (укр.)	Родина (лат.)
1	Сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Соснові	Pinaceae
2	Береза повисла	<i>Betula pendula</i> Roth.	Березові	Betulaceae
3	Дуб звичайний	<i>Quercus robur</i> L.	Букові	Fagaceae
4	Осика	<i>Populus tremula</i> L.	Вербові	Salicaceae
5	Робінія звичайна	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Бобові	Fabaceae
6	Глід одноматочковий	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Трояндові	Rosaceae
7	Яблуня лісова	<i>Malus sylvestris</i> Mill.	Трояндові	Rosaceae
8	Обліпіха звичайна	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	Маслинкові	Elaeagnaceae
9	Тополя біла	<i>Populus alba</i> L.	Вербові	Salicaceae
10	Кульбаба лікарська	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	Айстрові	Asteraceae
11	Тонконіг лучний	<i>Poa pratensis</i> L.	Злакові	Poaceae
12	Подорожник ланцетолистий	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Подорожникові	Plantaginaceae
13	Пирій повзучий	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Злакові	Poaceae
14	Конюшина повзуча	<i>Trifolium repens</i> L.	Бобові	Fabaceae
15	Морква дика	<i>Daucus carota</i> L.	Окружкові	Apiaceae
16	Тимофіївка лучна	<i>Phleum pratense</i> L.	Злакові	Poaceae
17	Куничник наземний	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.)	Злакові	Poaceae
18	Будяк звичайний	<i>Carduus acanthoides</i> L.	Айстрові	Asteraceae
19	Щавель кінський	<i>Rumex confertus</i> Willd.	Гречкові	Polygonaceae
20	Перстач гусячий	<i>Potentilla anserina</i> L.	Трояндові	Rosaceae
21	Стоколос безостий	<i>Bromus inermis</i> Leyss.	Злакові	Poaceae

Таке видове різноманіття свідчить про розвиток сукцесійних процесів у напрямі стабілізації фіторізноманіття, формування мозаїчного покриття та покращення ґрунтових характеристик. Наявність деревно-чагарникових форм

поряд із трав'янистими видами засвідчує багатоярусність фітоценозу та ознаки природного заліснення.

Аналіз родинної структури фітоценозу західного схилу терикону свідчить про високу різноманітність. Домінують злакові, що добре адаптуються до порушеного субстрату та формують щільний покрив. Значну роль відіграють також трояндові, бобові, айстрові та вербові, які сприяють стабілізації ґрунтового шару. Наявність представників деревно-чагарникових родин свідчить про поступову ускладненість фітоценозу (рис. 3.27).

Таким чином, західний схил характеризується найвищою видовою насиченістю серед усіх досліджуваних ділянок. Структура фітоценозу включає значну кількість деревно-чагарникових порід і злакових видів, що формують стабільне надґрунтове покриття.

Наявність представників родин *Fabaceae*, *Rosaceae*, *Poaceae* та *Asteraceae* свідчить про активні фітомеліоративні процеси та потенціал території до подальшої біорекультивациї.

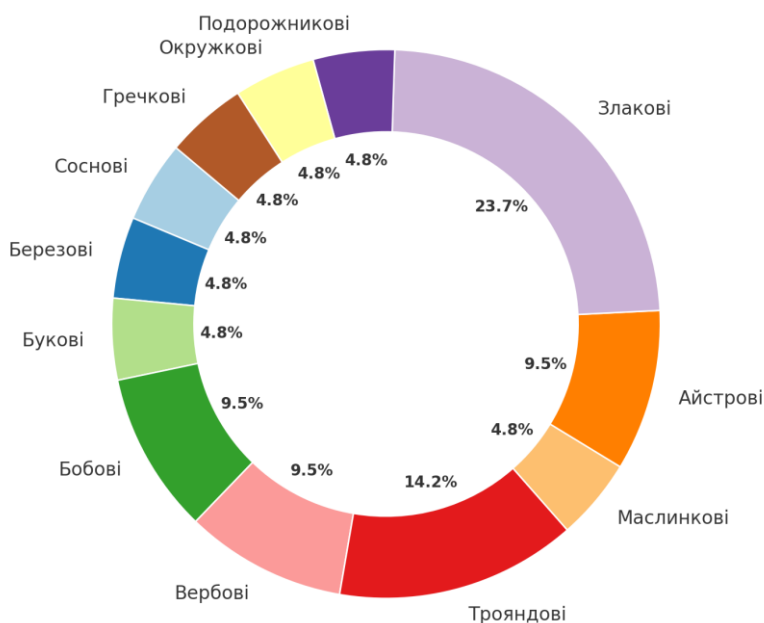


Рисунок 3.27 - Родинна структура фітоценозу західного схилу породного відвалу

Враховуючи дані дослідження, рослинний покрив поверхні породного відвалу формується за рахунок вторинної сукцесії, в умовах відсутності спрямованої рекультивації. Загалом фітоценози мають мозаїчну будову й характеризуються асиметричним горизонтальним розподілом, що обумовлений мікрорельєфом, ступенем деградації субстрату, освітленням та рівнем техногенного впливу.

Серед усіх досліджених ділянок найвищий рівень проективного покриття зафіксовано на західному (70%) та південному (65%) схилах, де спостерігається розвинений деревно-чагарниковий ярус та активне природне поновлення. Натомість північна та частково східна ділянки мають менш щільний рослинний покрив (50-60%), що зумовлено крутизною схилів та більшим рівнем деградації ґрунтової поверхні.

У таксономічному складі рослинного покриву ідентифіковано 32 види рослинного покриву, які відносяться до 14 родин. Значна частина видів - це інвазійні або рудеральні види з високою екологічною пластичністю. Наявність деревних видів (*Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Robinia pseudoacacia*) свідчить про поступове ускладнення структури фітоценозів і формування багаторусної рослинності.

Рівень ущільнення субстрату варіює від 26 до 45 кг/см², що відповідає III - V категоріям ущільнення, з тенденцією до зменшення ущільнення в зоні активної рослинності.

Загалом рослинний покрив породного відвалу демонструє стійкість до несприятливих умов середовища, потенціал до самозаліснення та може розглядатись як природна основа для подальшої біологічної рекультивації. Отримані результати дозволяють перейти до кількісної оцінки фітомеліоративної ефективності та виділення найбільш перспективних ділянок для екологічного відновлення.

З метою більш поглибленої оцінки екологічної організації рослинного покриву породного відвалу, доцільним є проведення аналізу його біоморфної

структури - тобто співвідношення життєвих форм, які становлять основу сучасного фітоценозу.

Розподіл виявлених у дослідженнях видів за життєвими формами (біоморфами), здійснено згідно з класифікацією [65, 63] .

Загалом, структура життєвих форм вказує на активну фазу вторинної сукцесії та свідчить про наявність природного потенціалу до екологічної стабілізації території, що може бути ефективно використано у подальших заходах фіторекультивациі (рис. 3.28).

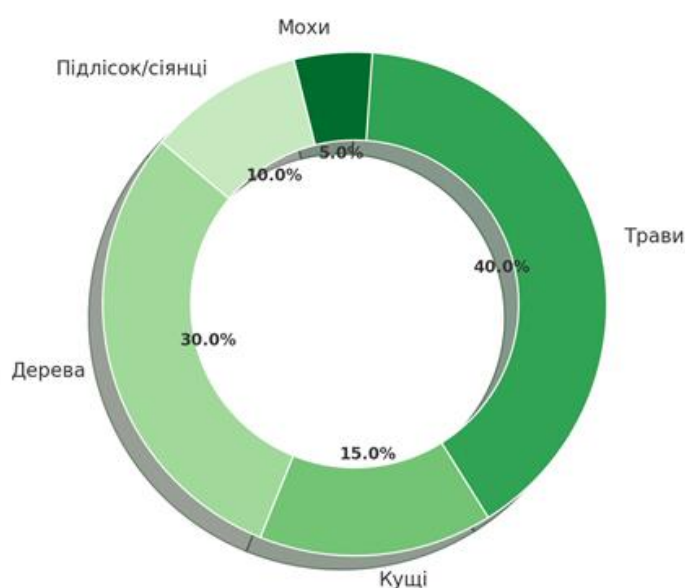


Рисунок 3.28 - Біоморфна структура рослинного покриву досліджуваного терикону

Представлена діаграма ілюструє біоморфну структуру рослинного покриву породного відвалу на основі сумарних польових спостережень за всіма дослідженими схилами.

Домінуючу частку становлять трав'янисті види (40%), які забезпечують базове покриття та виконують ґрунтозахисну функцію. Деревна форма життя (30%) та кущові рослини (15%) вказують на формування багаторусної структури фітоценозу. Значна частка сіянців та підліску (10%) свідчить про природне поновлення лісових порід, що є важливою ознакою

фітомеліоративного процесу. Моховий компонент (5%) зустрічається локально на стабілізованих ділянках із підвищеною вологістю.

Отже, структура життєвих форм свідчить про перебування фітоценозів на активному етапі вторинної сукцесії та підтверджує доцільність впровадження цілеспрямованих фіторекультивацийних заходів задля прискорення процесів екологічної реабілітації території.

Для візуалізації особливостей розподілу рослинного покриву на дослідженій ділянці було побудовано карту просторового розподілу проективного покриття, що дозволяє оцінити рівень фіторозвитку в межах техногенно порушеної території (рис. 3.29).

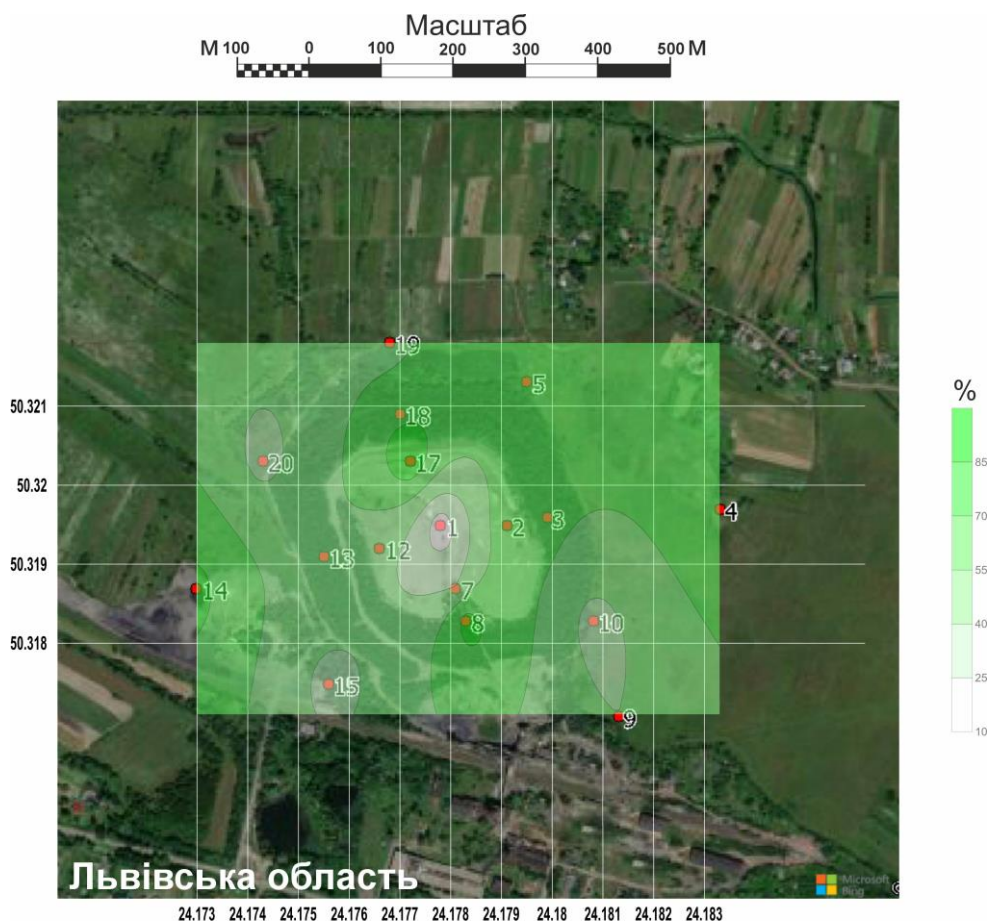


Рисунок 3.29 - Просторовий розподіл проективного покриття рослинності на території породного відвалу шахти «Межирічанська»

На карті зображено інтенсивність проективного покриття у відсотках, з диференціацією за кольоровою шкалою: від низьких значень (менше 25 %) до максимальних (понад 85 %). Найвищі показники проективного покриття зосереджені в центральній частині об'єкта, що вказує на сприятливі умови для росту рослинності. Натомість периферійні ділянки демонструють найнижчі показники покриття, що є наслідком ерозії, підвищеної мінералізації чи ущільнення субстрату. Просторове охоплення карти дозволяє встановити локальні осередки фітомеліоративного потенціалу та зони з ризиком деградації.

Таким чином, карта просторового розподілу проективного покриття є інформативним інструментом для визначення стану фіторозвитку на порушеній території, виявлення екологічно стабільніших ділянок і планування заходів з фіторекультивуації.

3.5 Екологічна та морфофункціональна структура фітоценозів як адаптаційний показник рослинного покриву породного відвалу

У процесі дослідження рослинного покриву породних відвалів важливо не лише встановити видовий склад угруповань, а й охарактеризувати їхню морфофункціональну та екологічну структуру, яка відображає рівень адаптації фітоценозів до умов техногенного середовища. Комплексна оцінка таких характеристик, як рясність, віталітет, просторове розміщення, а також належність видів до певних екологічних груп (трофоморфів, гігроморфів, геліоморфів) дає змогу визначити ступінь пристосування рослин до деградованих субстратів та встановити потенціал фітомеліорації.

Просторова організація фітоценозу охоплює два основні рівні - вертикальну та горизонтальну структури. Вертикальна структура, часто визначається терміном ярусність, відображає розподіл рослинності за висотою й ступенем розвитку надземних органів [53, 64].

Вона формується внаслідок просторового розмежування фітоелементів, які відрізняються за морфологічними ознаками, фізіологічною активністю, біологічною роллю у фітоценозі та рівнем пристосованості до умов середовища.

Кількість ярусів, щільність і тип домінуючих життєвих форм слугують ключовими індикаторами сукцесійного етапу, на якому перебуває рослинне угруповання, та дозволяють оцінити його стабільність і екологічну цілісність [65].

У ході польових досліджень, проведених на території породного відвалу шахти «Межирічанська», було проаналізовано низку кількісних показників, що характеризують структуру рослинних угруповань. Зокрема, важливою складовою оцінки стану фітоценозу стала оцінка рясності рослинного покриву, яка дозволяє визначити щільність, ступінь домінування окремих видів і загальну чисельність фітомаси в межах досліджуваної ділянки.

Для визначення рівня рясності видів у межах рослинного покриву було застосовано шкалу Гульта - Друде, що базується на візуальній (оковимірній) оцінці чисельності особин та ступеня проективного покриття (табл. 3. 16) [65].

Таблиця 3.14 - Шкала оцінки рясності видів за методом Гульта - Друде

№	Позначення	Характеристика кількості особин	Орієнтовне проективне покриття (%)	Опис просторового розміщення
1	un.	В єдиному екземплярі	< 1%	Поодинокі особини
2	sol.	Поодинокі	до 1%	Дуже розріджене
3	sp.	Мало	1–5%	Розсіяно, у малих групах
4	cop1.	Досить багато	6–20%	До ¼ площі ділянки
5	cop2.	Багато	21–50%	¼ – ½ площі ділянки
6	cop3.	Дуже багато	> 51%	> ½ площі ділянки
7	soc.	Рясно	До 100%	Суцільне покриття, змикання надґрунтової маси

Методика дозволяє кількісно охарактеризувати участь кожного виду у фітоценозі шляхом балів, що відповідають орієнтовним відсотковим інтервалам покриття поверхні.

З метою проведення аналізу за показником рясності на досліджуваній території було закладено серію облікових площ ($S = 1 \text{ м}^2$) відповідно до сторін горизонту, які охоплюють основні експозиції схилів терикону. Виявлені кількісні співвідношення у складі фітоценозу зумовлені неоднаковою участю видів, що характеризуються різним рівнем домінування та чисельністю в межах конкретних ділянок (табл. 3. 15).

Таблиця 3.15 - Оцінка рясності фітомеліоративного покриву досліджуваних ділянок за шкалою Гюльта-Друде [64, 65]

Ділянка	Експозиція	Ступені рясності (позначення)	Орієнтовне проективне покриття (%)	Примітка
1	Південний схил	un., sol.	до 0,7%	Значне ущільнення едафотопів, порушення вологообміну
2	Східний схил	cor2, cor3	30-65%	Домінування стійких видів
3	Північний схил	cor1, cor2	8-50%	Переважно лучна рослинність
4	Західний схил	cor2, cor3	25-70%	Різноманітні фітоценози
5	Контроль (умовно природна ділянка)	cor3, soc	60-90%	Суцільний покрив, високий фіторегенеративний потенціал

Облікові площадки були закладені у кількох повтореннях з метою підвищення репрезентативності результатів та точності аналізу. Такий підхід дав змогу встановити кількісні співвідношення між видами у межах рослинних угруповань і дослідити особливості внутрішньої просторової структури сформованих фітоценозів.

Аналіз рясності та проективного покриття фітоценозів на різних експозиціях терикону шахти «Межирічанська» показав наявність виразної просторової неоднорідності у формуванні рослинного покриву. Найнижчі

показники встановлено на південному схилі (ділянка №1), де спостерігалася поодинокі або мозаїчне розміщення рослин (un., sol., до 0,7%). Це зумовлено значним ущільненням субстрату та порушенням вологообміну й трофічної взаємодії між ґрунтом і надґрунтовою біомасою, що обмежує розвиток стійких фітоценозів.

Суттєво вищі показники рясності виявлено на східному (ділянка №2) та північному (ділянка №3) схилах терикону, де частки рослинного покриву становили 30-65% (сор2, сор3) та 8-50% (сор1, сор2) відповідно. Це свідчить про менший рівень деградації ґрунтового профілю, вищу вологість та кращу циркуляцію речовин, що сприяє формуванню багатоярусної структури з участю трав'янистих, чагарникових та деревних видів.

На західному схилі (ділянка №4) спостерігалася найвища щільність і видове різноманіття серед ділянок терикону. Рівень покриття коливався в межах 25-70% (сор2, сор3), а структура фітоценозу включала виражене вертикальне розшарування, що вказує на просунуту стадію вторинної сукцесії.

Максимальні значення проективного покриття були зафіксовані на контрольній ділянці №6, розташованій за межами техногенного впливу (сор3 - 60-75%, soc - 80-90%). Тут сформовано стабільне природне угруповання з високою рясністю, без слідів порушення ґрунтового профілю або ущільнення, що може розглядатися як референтна модель для оцінки фітомеліоративного потенціалу інших ділянок.

Отже, інтенсивність рослинного покриву на різних схилах терикону шахти «Межирічанська» варіює відповідно до ступеня деградації субстрату, вологості та умов трофічного забезпечення, що визначає рівень сукцесійного розвитку й потенціал фітомеліорації території.

Додатково було здійснено оцінювання одного з ключових біоіндикаційних параметрів - рівня життєздатності (віталітету) виявлених представників рослинного покриву. Для цього застосовано стандартизовану градацію життєвості, що дозволяє охарактеризувати фізіологічний стан та адаптаційний потенціал видів (табл. 3.16).

Таблиця 3.16 - Градація рівнів віталітету рослин [64, 42]

Рівень життєвості	Бальна оцінка	Характеристика
Повна	3	Розвиток рослин хороший, вони плодоносять або успішно розмножуються вегетативно, мають добре розвинений стовбур, стебло, гілки, листову поверхню, звичайні розміри та яскраве забарвлення листя/хвої, підвищений тургор.
Середня	2	Менш могутній розвиток стебла, не така розвинена листова поверхня, рівномірне листове/хвойне покриття, здібність до вегетативного або генеративного розмноження у звичайні терміни, але не дуже виражена.
Знижена	1	Рослини не досягають повного розвитку, зріст зменшений, стебло або стовбур викривлені, верхівка підсихає, листова поверхня недорозвинена, листя/хвоя менше за розміром, жовтіє та передчасно опадає, тургор знижений. Відмічається зниження здатності до розмноження.

На основі вищенаведеної шкали оцінки життєвості було здійснено оцінювання віталітету домінантних видів рослинного покриву техногенно трансформованої території. Для цього на кожній з обстежених ділянок виділялися домінантні види (або ті, що відіграють суттєву роль у формуванні фітоценозу), яким було присвоєно відповідний бал за фактичним морфофізіологічним станом (табл. 3.17).

Аналіз рівнів життєздатності рослинного покриву на досліджуваних ділянках показав чітку залежність віталітету фітоценозів від ступеня техногенного навантаження та морфофізіологічних особливостей середовища.

Найнижчі показники життєздатності встановлено на південному схилі терикону, де переважають рослини зі зниженим віталітетом, що свідчить про несприятливі умови для вегетації та обмежену здатність до фіторегенерації.

Таблиця 3.17 - Виявлені рівні віталітету рослинного покриву досліджуваної території

Досліджувана ділянка	Рівні віталітету
Ділянка № 1 (південний бік терикону)	знижена (бал 1) - 55-60% рослин середня (бал 2) - 35-40% рослин
Ділянка № 2 (східний бік терикону)	середня (бал 2) - 50-65% рослин повна (бал 3) - 35-50% рослин
Ділянка № 3 (північний бік терикону)	середня (бал 2) - 60-70% рослин повна (бал 3) - 30-40% рослин
Ділянка № 4 (західний бік терикону)	середня (бал 2) - 70-75% рослин повна (бал 3) - 25-30% рослин
Ділянка № 6 (контроль)	середня (бал 2) - 20-30% рослин повна (бал 3) - 70-80% рослин

Натомість на східному, північному та західному схилах переважає середній рівень життєвості з поступовим зростанням частки особин із повним віталітетом, що вказує на адаптацію рослин до умов середньої деградації.

Найвищу життєздатність зафіксовано на контрольній ділянці, де більшість особин мають повний життєвий цикл і демонструють потенціал для сталого відновлення природного рослинного покриву.

У процесі польових досліджень було виявлено представників деревної рослинності (дерева та чагарники) із вираженими зовнішніми фітопатологічними ознаками, наявність яких негативно впливає на загальний рівень їхньої життєздатності.

Було ідентифіковано чотири основні типи фітопатологічних ушкоджень: сухостійні особини, суховершинність, ознаки всихання та аварійна похиленість деревно-чагарникових форм. На кожній із обстежених ділянок здійснювалася

фіксація типу ушкодження та його локалізації на конкретних представниках деревної або чагарникової рослинності (рис. 3.30).

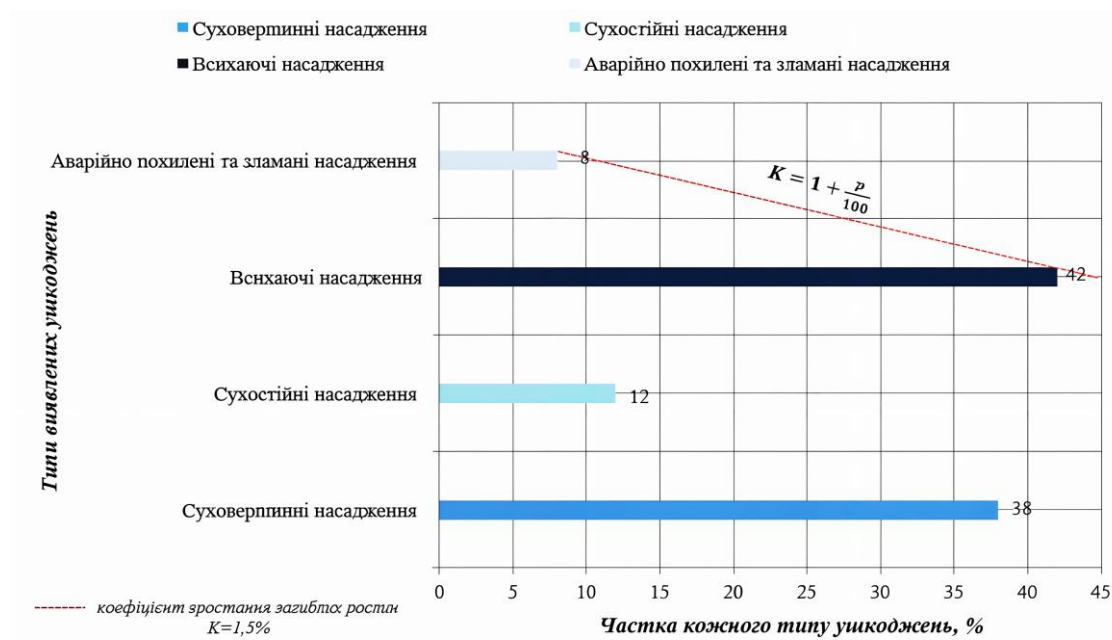


Рисунок 3.30 - Типи основних ушкоджень насаджень на досліджуваних ділянках

Аналіз результатів, відображених на рисунку, свідчить про домінування серед типів ушкоджень деревної рослинності терикону всихаючих насаджень, які становили 42% від загальної кількості зафіксованих випадків. Значну частку також займали суховершинні особини - 38%. Частка сухостійних насаджень становила 12%, а частка аварійно похилених і зламаних дерев - 8%.

Загальний стан деревної рослинності, зокрема частка ушкоджених особин, тісно пов'язаний із едафічними умовами території. У структурі фітоценозу терикону, за показником трофності субстрату, було виділено три основні екологічні групи: мезотрофи - види, що надають перевагу середньозабезпеченим поживними речовинами місцезростанням (15 видів); оліготрофи - види, адаптовані до умов з бідним едафотопом (12 видів); та еутрофи (мегатрофи) - види, що зростають переважно на субстратах із високим вмістом поживних елементів (5 видів) (рис. 3.31).

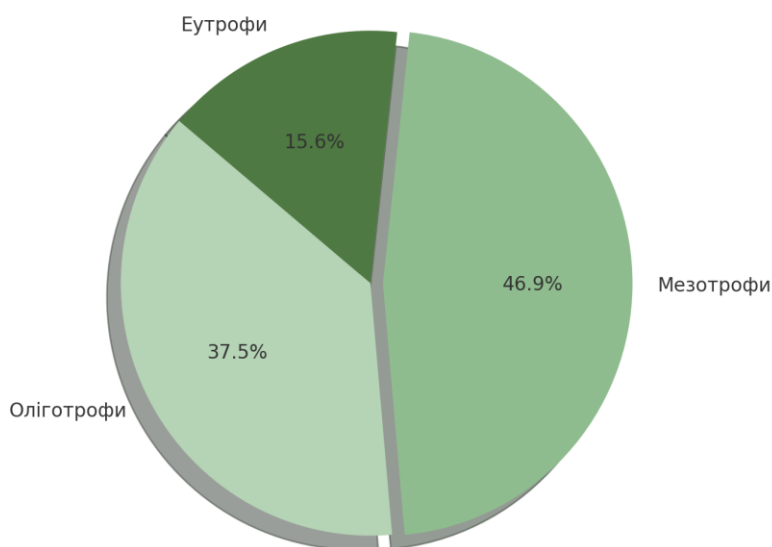


Рисунок 3.31 - Структура рослинного покриву за трофоморфними групами на території породного відвалу

Переважаання мезотрофних видів у структурі фітоценозу свідчить про формування на території відвалу умов середнього рівня забезпеченості поживними речовинами.

За гідроекологічними характеристиками видів, що формують рослинний покрив терикону, було виділено кілька екологічних груп за типом зволоження (гігроморфи). До них належать: ксеромезофіти - види, що мають певні адаптації для перенесення короткочасної посухи; мезоксерофіти - посухостійкі рослини з високим рівнем транспірації та низькою толерантністю до дегідратації тканин, які демонструють конкурентоздатність за умов помірного водопостачання; мезофіти - види, адаптовані до середнього рівня зволоження ґрунту та повітря; мезогідрофіти - рослини, що займають проміжну екологічну нішу між мезофітами та гідрофітами; гідрофіти - вологолюбні види, притаманні умовам надлишкового зволоження [116, 67].

Отримані результати дозволили визначити процентне співвідношення гігроморфних груп у структурі фітоценозу досліджуваної території, що подано на діаграмі нижче (рис. 3.32).

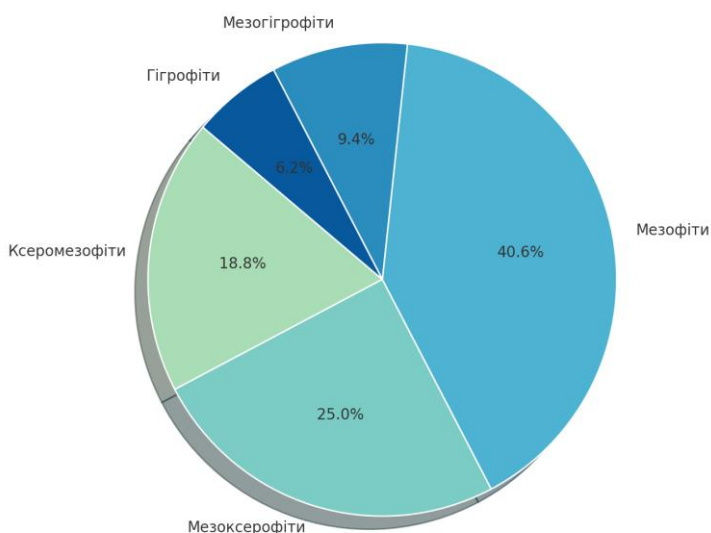


Рисунок 3.32 - Гігроморфна структура рослинного покриву досліджуваного терикону

Співвідношення гігроморфних груп свідчить про переважання мезофітів, що вказує на стабілізацію режиму вологості в умовах досліджуваної техногенної ділянки.

За геліоморфними ознаками (тобто адаптацією до рівня освітлення), встановлено приналежність видів до чотирьох основних екологічних груп: геліофітів - рослин відкритих місцезростань, які потребують інтенсивного сонячного освітлення; сціофітів - видів, що розвиваються за умов недостатнього світла; сціогеліофітів - рослин із широкою екологічною амплітудою, здатних до зростання як на освітлених, так і на затінених ділянках; а також геліосціофітів - тіньолюбних видів, які водночас толерують повне освітлення (рис. 3.33).

Розподіл світлових екологічних груп свідчить про переважання сціофітів та сціогеліофітів, що вказує на адаптацію значної частини рослинного покриву до умов часткового затінення, характерного для окремих мікроекотопів терикону. Така структура освітленості може бути зумовлена специфікою мікрорельєфу (ущелини, північні схили), щільністю трав'янистого ярусу або наявністю заростей чагарників. Водночас фіксація мезофітів і мезотрофних видів на певних ділянках свідчить про гетерогенність освітлених умов, що притаманна

техногенним ландшафтам зі змінною експозицією схилів і фрагментованим характером рослинного покриву.

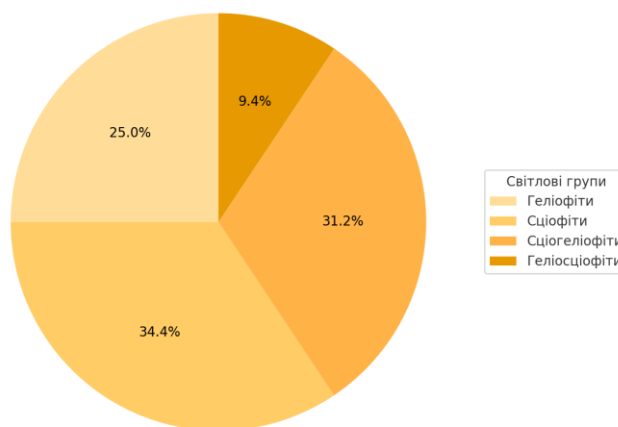
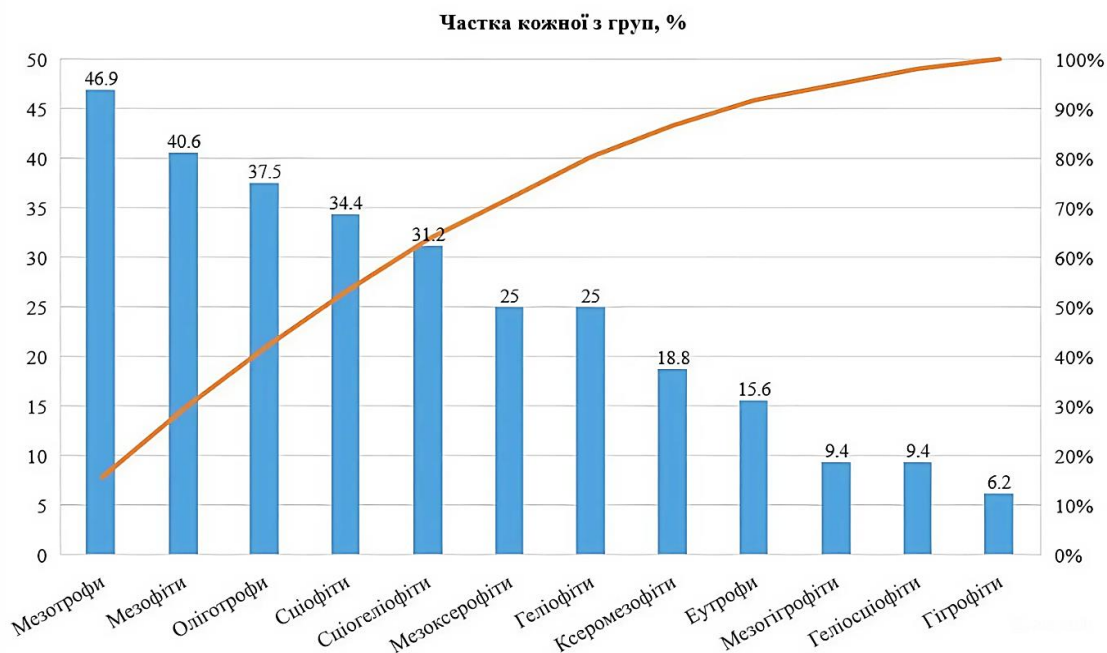


Рисунок 3.33 - Співвідношення геліоморфних груп рослин досліджуваного терикону

Для комплексного аналізу адаптивних характеристик рослинного покриву техногенно порушеної території доцільно узагальнити результати досліджень екологічних груп у межах єдиної інтегральної структури фітоценозу (рис. 3.33).

Інтегральна структура фітоценозу, сформована на техногенно трансформованій ділянці, демонструє екологічну різноманітність рослинного покриву, що забезпечує стабільність фітосистеми в умовах постійного техногенного впливу (рис. 3.34). Домінування мезофітних, мезотрофних і сціофітних видів свідчить про поступове формування фітоценозів вторинного типу з високою екологічною пластичністю, що потенційно здатні до подальшої фіторекультивациї території.



**Рисунок 3.34 - Інтегральна екологічна структура фітоценозів
техногенного відвалу за провідними екологічними групами**

Таким чином, екологічна та морфофункціональна структура фітоценозів породного відвалу свідчить про високу адаптивність рослин до умов техногенного середовища. Встановлене домінування видів з мезофітними, мезотрофними, сціофітними та копофільними адаптаційними стратегіями підтверджує формування стабільних фітокомплексів з вираженою горизонтальною і вертикальною структурою. Це створює передумови для планування цілеспрямованих заходів фіторекультивациї з урахуванням природної сукцесії на основі наявного потенціалу самовідновлення рослинного покриву.

3.6 Біоіндикаційне дослідження фітотоксичності субстратів породного відвалу шахти «Межирічанська»

Одним із ефективних інструментів оцінки ступеня екологічної трансформації техногенно порушених територій є біоіндикаційні дослідження. Застосування тест-рослин для визначення фітотоксичних властивостей субстратів дозволяє виявити потенційні обмеження щодо природного поновлення рослинного покриву на порушених землях [42, 39].

Біоіндикаційне дослідження фітотоксичності субстратів проводилось з метою виявлення потенційного токсичного впливу порід породного відвалу на ріст і розвиток рослин. Такий підхід дає змогу кількісно охарактеризувати вплив субстрату на проростання, розвиток та життєздатність рослин, а також оцінити можливість їхнього подальшого використання у фіторекультивацийних заходах].

Дослід реалізовувався згідно з раніше описаною методикою (див. розділ 2), яка передбачала лабораторне пророщування тест-культур у різних типах техногенних порід.

Тест-рослини висівались у стандартні лабораторні чашки Петрі, заповнені попередньо підготовленими зразками породи кожного типу (негорілої, горілої та обвітреної), з метою створення однакових умов для оцінки впливу субстратів на проростання [9, 18, 199].

У дослідженні використовувались три типи порід породного відвалу: негоріла, горіла та обвітрена. Ці субстрати суттєво різняться за фізико-хімічними властивостями та потенційним ступенем фітотоксичності. Випробування проводилися шляхом висіву насіння на попередньо зволожені зразки кожного типу породи (рис. 3.35).

Відповідно до відсотка пророслого насіння, субстрати було класифіковано за рівнем фітотоксичності на такі категорії:

- відсутність забруднення - проростання насіння становило 90 - 100%;
- слабкий ступінь забруднення - 60 - 90%;
- середній рівень забруднення - 20 - 60%;

– сильне забруднення - менше 20%.

Ця класифікація дозволила здійснити порівняльну оцінку фітотоксичної дії різних типів субстратів, що, без сумніву, стало основою для подальших висновків щодо їх придатності до фіторекультивациі [64].



Рисунок 3.35 - Етап підготовки зразків породи та висіву насіння тест-культур у чашки Петрі

Як тест-об'єкти було обрано хрінницю сійну (*Lepidium sativum* L.) та гірчицю білу (*Sinapis alba* L.) - види, що широко використовуються у біоіндикаційних дослідженнях завдяки високій чутливості до змін у середовищі проростання. Насіння обох культур рівномірно висівалось на підготовлені субстрати в однаковій кількості (по 10 насінин на чашку Петрі) [19].

На п'яту добу після висіву було зафіксовано початок проростання насіння, після чого спостерігалось активне формування первинних пагонів і корневих систем, що дозволило перейти до візуального аналізу стану проростків на різних типах субстрату (рис. 3.36).



Рисунок 3.36 - Розвиток сіянців на 5-й день досліду: помітні морфологічні відмінності відповідно до типу субстрату.

Найвищі показники проростання обох тест-культур зафіксовано на обвітреній породі, що свідчить про її найменшу фітотоксичність порівняно з іншими типами субстратів (рис. 3.37).

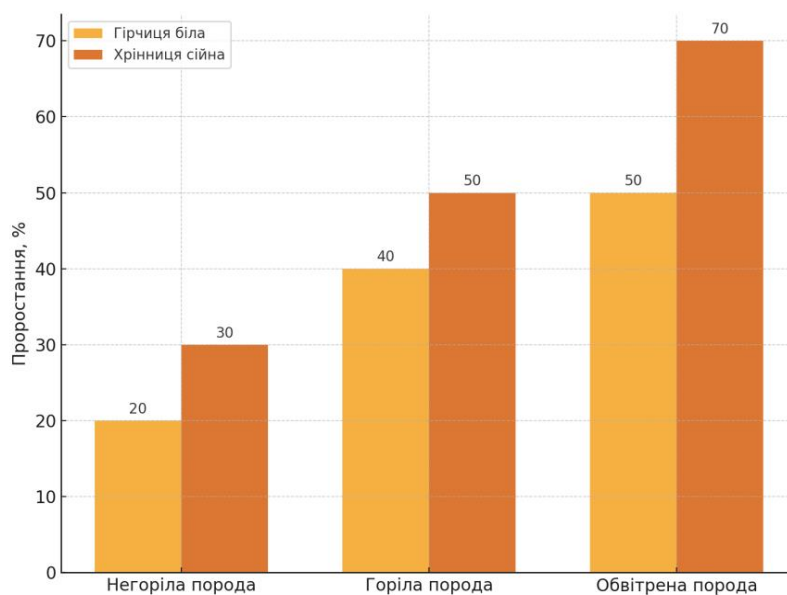


Рисунок 3.37 - Порівняльні результати проростання тест-культур (*Sinapis alba* L. та *Lepidium sativum* L.) на 5-й день досліду відповідно до типу субстрату

Станом на десятий день дослідів візуально простежується варіативність у рості та загальному стані рослин, що свідчить про різний рівень сприятливості досліджуваних субстратів (рис. 3.38).



Рисунок 3.38 - Проростання тест-культур на 10-й день дослідів в умовах трьох типів субстратів породного відвалу

На 10-й день спостережень зафіксовано подальше зростання рівня проростання обох тест-культур.

Найкращі результати продемонстрували рослини, висіяні в обвітрену породу, де проросло до 75% насіння хрінниці сійної та 60% гірчиці білої. У субстраті з горілої породи показники були середні, а найнижчий рівень проростання зберігався на негорілих породах, що вказує на їхню вищу фітотоксичність (рис.3.39).

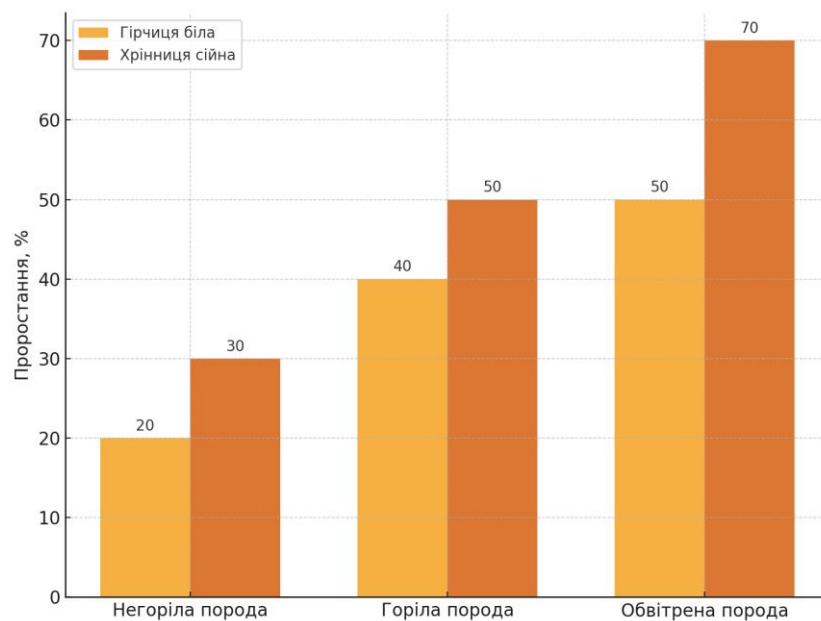


Рисунок 3.39 - Порівняльні результати проростання тест-культур (*Sinapis alba* L. та *Lepidium sativum* L.) на 10-й день досліду стосовно типу субстрату

На чотирнадцятий день експерименту виявлено найбільш виразні відмінності у рості та життєздатності рослин (рис. 3.40).



Рисунок 3.40 - Стан проростання тест-рослин у різних типах субстратів на 14-й день дослідження

У негорілій породі рослини демонстрували стабільний ріст, утворення зелених симетричних сім'ядоль та активний розвиток кореневої системи. У варіанті з горілою породою відзначено гальмування росту, пожовтіння листків

та зменшення довжини стебел, що свідчить про виражену фітотоксичність. Обвітрена порода виявилась проміжною за ступенем токсичності - частина рослин розвивалась задовільно, інші мали ознаки пригнічення (рис. 3.41).

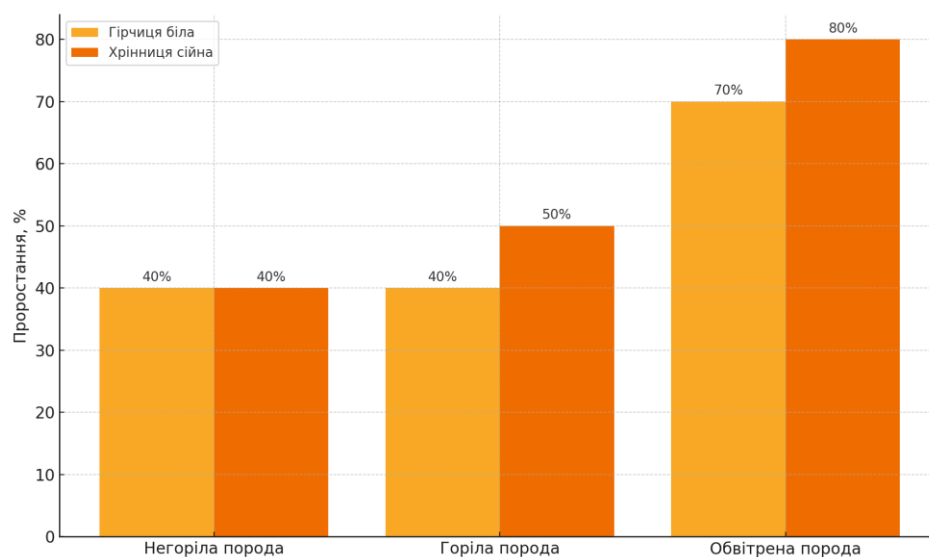


Рисунок 3.41 - Порівняльні результати проростання тест-культур (*Sinapis alba* L. та *Lepidium sativum* L.) на 14-й день досліджу стосовно типу субстрату

Згідно з результатами дослідження, обидві тест-культури - хрінниця сійна та гірчиця біла - продемонстрували найкращі показники проростання та розвитку на субстраті з обвітреної породи, що свідчить про її найменшу фітотоксичність. Водночас найнижчі значення життєздатності рослин зафіксовано у варіантах із негорілою породою, яка, ймовірно, є найбільш токсичною для проростків.

На основі проведених біоіндикаційних досліджень встановлено, що проростання насіння обох тест-культур мало чітку залежність від типу субстрату (рис. 3. 42).

Найвищі показники проростання як хрінниці сійної, так і гірчиці білої зафіксовано в обвітреній породі, що свідчить про найнижчий рівень фітотоксичності цього субстрату. Горіла порода продемонструвала середній рівень придатності до росту рослин, тоді як негоріла порода мала найгірші показники проростання на всіх етапах спостереження, що вказує на її потенційно високий фітотоксичний вплив. Отримані результати підтверджують доцільність

використання біотестування як інструменту оцінки придатності субстратів породних відвалів до фіторекультивацих заходів.

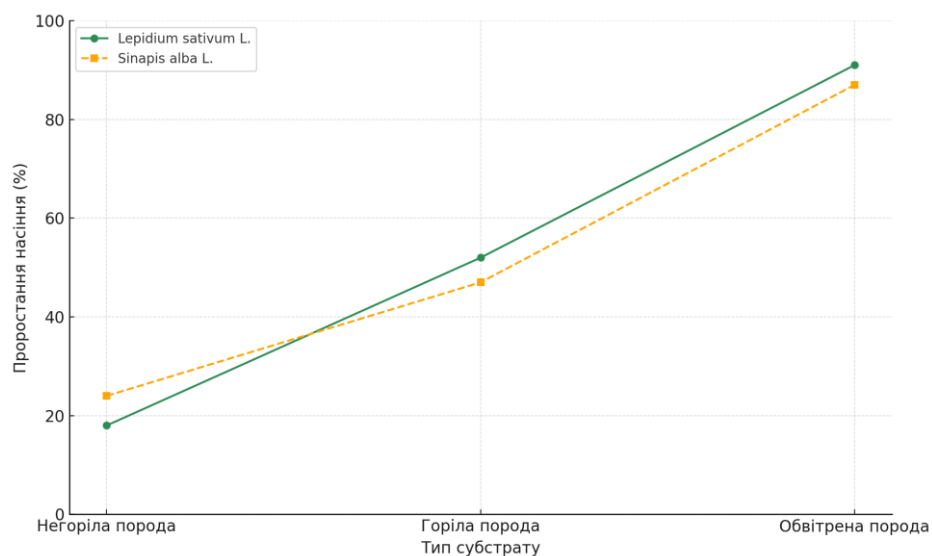


Рисунок 3.42 - Залежність проростання насіння тест-культур (*Lepidium sativum* L. та *Sinapis alba* L.) від типу субстрату породного відвалу

Формування розгалуженої кореневої системи є одним із ключових чинників успішного фітомеліоративного відновлення техногенно трансформованих ділянок, зокрема щодо стабілізації субстрату, зменшення схилових зрушень та протидії водній і вітровій ерозії.

Особливо цінними у цьому контексті є види з добре розвиненою стрижневою кореневою системою, такі як досліджувані тест-рослини: хрінниця сійна (*Lepidium sativum* L.) та гірчиця біла (*Sinapis alba* L.), що мають виражений головний корінь та розгалуження бічних коренів. З огляду на це, окрім фіксації біометричних показників надземної частини пророслих рослин було проведено аналіз розвитку підземної частини шляхом замірювання довжини кореневих систем.

У процесі дослідження було здійснено вимірювання довжини кореневої системи пророслих сіянців обох тест-культур, що дозволило оцінити рівень впливу різних типів субстрату на розвиток підземної частини рослин (рис. 3.43).

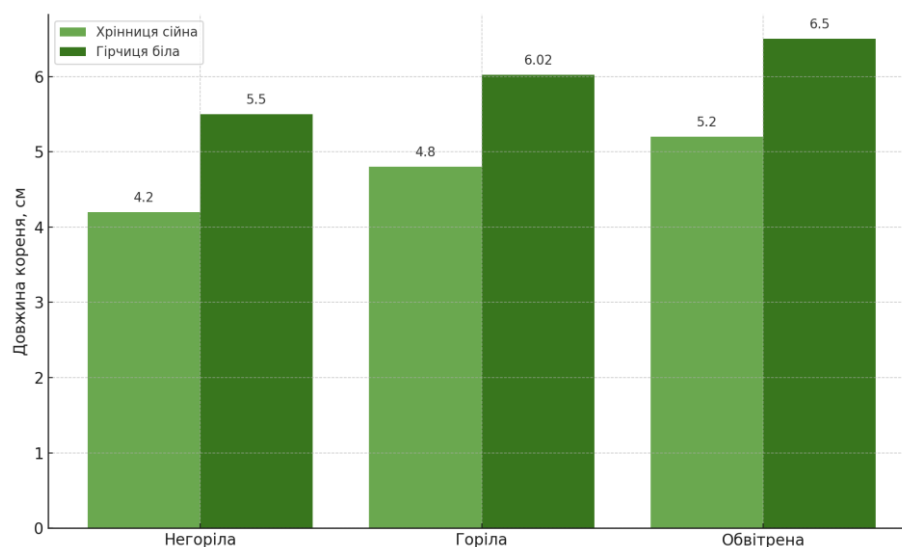


Рисунок 3.43 - Порівняння довжин кореневої системи досліджуваних тест-рослин

На основі отриманих результатів встановлено, що максимальна довжина кореневої системи спостерігалася у зразків, вирощених на обвітрений породі - 5,2 см у хрінниці сійної (*Lepidium sativum* L.) та 6,5 см у гірчиці білої (*Sinapis alba* L.). Це свідчить про найменший рівень фітотоксичності даного субстрату. Найгірші показники були зафіксовані на негорілій породі - 4,2 см та 5,5 см відповідно, що вказує на ускладнені умови для росту кореневої системи, а, отже, й обмежений потенціал для фітомеліоративних процесів.

Отримані результати свідчать про високий відсоток проростання обох тест-видів та їхню адаптивність до несприятливих едафічних умов, характерних для порід породного відвалу. Така стійкість є важливою передумовою для ефективного фітомеліоративного впровадження на техногенно порушених землях вугледобувного регіону. З огляду на це, доцільним є подальше використання як хрінниці сійної (*Lepidium sativum* L.), так і гірчиці білої (*Sinapis alba* L.), а також інших представників родин *Brassicaceae* і *Fabaceae*, для біологічного етапу рекультивації територій териконів.

3.7 Дослідження мікрокліматичних та фізико-хімічних показників середовища та встановлення їх взаємозв'язків з фіторегенераційними процесами

З метою комплексного оцінювання впливу вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району на стан довкілля проведено дослідження основних мікрокліматичних і фізико-хімічних характеристик середовища. Дослідження охоплювали визначення відносної вологості повітря, освітлення ділянок, кислотності ґрунтів, рівня природного радіаційного фону, які, на нашу думку, мають вплив проективного покриття рослинності.

Вологість повітря розглядалася нами як важливий мікрокліматичний показник, що впливає на розвиток рослинних угруповань. Освітленість ділянок визначалася як фактор, який регулює інтенсивність фітоценотичних процесів. Кислотність ґрунту (рН) є індикатором техногенної трансформації ґрунтового покриву, оскільки зміни цього параметра безпосередньо впливають на біотичні процеси у екосистемах. Радіаційний фон оцінювався для виявлення можливого додаткового техногенного навантаження на середовище. Проективне покриття рослинності визначалося як показник рівня природної фіторегенерації поверхонь відвалів [7].

За результатами польових вимірювань встановлено, що вологість повітря варіювалася в межах від 60 до 85%, освітленість ділянок змінювалася залежно від орієнтації схилів та наявності рослинного покриву, кислотність ґрунтів коливалася від слабокислої до нейтральної реакції (рН 5.5 - 7.2). Радіаційний фон території знаходився в межах природних нормативів, однак у деяких локальних ділянках спостерігалися його незначні перевищення. Проективне покриття рослинності коливалося в межах від 10% до 60% відповідно ступеня техногенного навантаження, освітлення ділянок та стадії природного відновлення.

Для оцінювання впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності таких факторів: рівень освітлення (лк), відносна вологість повітря (%),

кислотність ґрунту (рН), проєктивного покриття рослинного покриву (%) та радіація (мкЗв/год), використовуємо метод кореляційно-регресійного аналізу [39].

У процесі дослідження окрему увагу було приділено аналізу рівня радіаційного фону (підрозділ 3.3) та структури проєктивного покриття фітоценозів (підрозділ 3.4), що у подальшому використовується для проведення комплексного кореляційного аналізу взаємозалежностей середовищних показників.

У таблиці 3.18 наведено результати вимірювання основних мікрокліматичних та фізико-хімічних показників середовища досліджуваного вугільного відвалу шахти «Межирічанська».

Таблиця 3.18 - Основні мікрокліматичні та фізико-хімічні показники середовища в зоні впливу вугільного відвалу шахти «Межирічанська»

У	Х	КФЕ	Рівень освітлення, лк	Відносна вологість повітря, %	Кислотність ґрунту, рН	Рівень радіації, мкЗв/год	Проективне покриття рослинного покриву, %
50,3443	24.2027	1,5	46500	53,4	5,5	0,28	15-20
50.3427	24.2004	4	44150	50,1	6	0,32	60-65
50.3441	24.1999	4,5	45230	55	5,7	0,3	60
50.3448	24.2001	5	39550	56	5,8	0,29	70
50.3453	24.1999	3	38590	49	6,1	0,27	60-70
50.3447	24.1967	1,5	46500	53,4	5,5	0,28	15-20
50.3444	24.1982	3	41500	54,1	4,9	0,27	40-50
50.3442	24.1991	5	40700	59,5	6,2	0,32	70-80
50.3431	24.1986	3,5	39940	49,6	5,6	0,24	40-50
50.3432	24.1973	3,5	38150	54,1	5,2	0,28	30-40
50.3434	24.1957	1,5	46500	53,4	5,5	0,28	15-20
50.342	24.1961	2,5	42890	51,1	6	0,28	40-50
50.3417	24.1985	1,5	41900	57	5,7	0,27	50-60
50.3417	24.2004	5	45800	56,7	6,1	0,25	70-80
50.3413	24.2033	2,5	39620	54	5,4	0,22	30-40
50.3415	24.206	1,5	46500	53,4	5,5	0,28	15-20
50.3422	24.2056	3,5	48670	52,7	6	0,28	80-90
50.343	24.2065	5	43600	57,1	5,3	0,31	60-70
50.3428	24.204	5,5	39850	54	5,5	0,31	50
50.3437	24.2051	2,5	38900	51	5,1	0,31	30-40

Для проведення кореляційно-регресійного аналізу було використано дані, отримані з 20 контрольних точок, розташованих безпосередньо на поверхні породного відвалу, оскільки вони є репрезентативними для оцінювання взаємозв'язків між середовищними чинниками та рослинним покривом. Дослідження на інших точках, розміщених за межами відвалу, проводилися додатково з метою створення картограм просторового розподілу показників.

На основі отриманих даних проведено кореляційно-регресійний аналіз для встановлення взаємозв'язків між фізико-хімічними характеристиками середовища та фіторегенераційними процесами на породних відвалах Червоноградського гірничопромислового району.

Кореляційно-регресійний аналіз є класичним методом імовірнісного моделювання, який вивчає взаємозв'язки показників діяльності, коли залежність між ними не є строго функціональною або спотворено впливом сторонніх (випадкових) факторів. У результаті здійснюються пошук і оцінювання тісноти зв'язку між декількома випадковими ознаками або факторами (кореляційний аналіз), а в подальшому встановлюється конкретний вид залежності між досліджуваними параметрами (регресійний аналіз) [93, 7].

Припустимо, що зв'язок між ознаками описується лінійним рівнянням регресії:

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_3 + a_4x_4 + a_5x_5, \quad (3.1)$$

де: y - коефіцієнт фітомеліоративної ефективності (результативна ознака);

x_1 - рівень освітлення (лк);

x_2 - відносна вологість повітря (%);

x_3 - кислотність ґрунту (рН);

x_4 - проєктивне покриття рослинного покриву (%);

x_5 - радіація (мкЗв/год), котрі візьмемо досліджувані фактори;

a_0 - вільний член рівняння регресії;

a_i - коефіцієнти рівняння регресії, які характеризують кількісний вплив на результативну ознаку зміни величини відповідного факторного показника на одиницю його виміру.

З метою врахування динаміки зміни коефіцієнта фітомеліоративної ефективності при оцінці екологічної ситуації на досліджуваному териконі шахти «Межирічанська» на основі кореляційно-регресійного аналізу було використано дані проведених досліджень, які наведені в таблиці 3.19.

Таблиця 3.19 - Мікрокліматичні та екотопічні показники на території терикону шахти «Межирічанська» (освітлення, вологість повітря, кислотність ґрунту, проектне покриття рослинного покриву, радіація)

N, п/п	У	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5
1	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
2	4	44150	50.1	6	62.5	0.32
3	4.5	45230	55	5.7	60	0.3
4	5	39550	56	5.8	70	0.29
5	3	38590	49	6.1	65	0.27
6	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
7	3	41500	54.1	4.9	45	0.27
8	5	40700	59.5	6.2	75	0.32
9	3.5	39940	49.6	5.6	45	0.24
10	3.5	38150	54.1	5.2	35	0.28
11	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
12	2.5	42890	51.1	6	45	0.28
13	1.5	41900	57	5.7	55	0.27
14	5	45800	56.7	6.1	75	0.25
15	2.5	39620	54	5.4	35	0.22
16	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
17	3.5	48670	52.7	6	85	0.28
18	5	43600	57.1	5.3	65	0.31
19	5.5	39850	54	5.5	50	0.31
20	2.5	38900	51	5.1	35	0.21

Оскільки обсяг вхідних даних є значним, для обчислення коефіцієнтів рівняння регресії використано програмне забезпечення Microsoft Excel, що дозволило оперативно та точно виконати відповідні розрахунки (Додаток Г).

Отримаємо такі числові дані:

- коефіцієнти регресії: $a_0 = 3,6895$; $a_1 = -9,86079E - 05$; $a_2 = 0,038886$;
 $a_3 = -0,79932$; $a_4 = 0,048316$; $a_5 = 13,94453$;
- коефіцієнт детермінації: $R^2 = 0,700873$;
- розрахункове значення статистики $F = 6,560585$;
- число спостережень $n = 20$;
- число параметрів регресії ступенів вільності знаменника $p = 6$;
- число ступенів вільності знаменника $p - 1 = 5$;
- число ступенів вільності чисельника $n - p = 14$;
- середньоквадратичні відхилення нормальної випадкової величини ε_i : $SE_{y_0} = 6,053887$; $SE_{y_1} = 6,85292E - 05$; $SE_{y_2} = 0,083965$; $SE_{y_3} = 0,7791$; $SE_{y_4} = 0,013421$;
 $SE_{y_5} = 7,916381$;
- дисперсія ε : $SE_{y^2} = 0,885968$;
- сума квадратів, зумовлена регресією : $SS_{reg} = 25,74834$;
- сума квадратів залишків: $SS_{зал} = 10,98916$.

Рівняння регресії запишеться:

$$y = 3,6895 - 9,86079E - 05x_1 + 0,038886 x_2 - 0,77932 x_3 + 0,048316 x_4 + 13,94453 x_5 \quad (3.2)$$

З одержаного рівняння випливає, що збільшення рівня освітленості на 1 Лк приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 9.95 бала; збільшення відносної вологості повітря на 1 % приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.03889 бала; збільшення кислотності ґрунту на 1 рН приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.7993 бала; збільшення проективного покриття рослинного покриву на 1 %

приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.04832 бала; збільшення радіації на 1 мкЗв/год приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 13.9445 бала. Оцінка впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності інших(крім врахованих у моделі) факторів на коефіцієнт при відсутності x_i дорівнює 3.6895.

Проведемо аналіз мультиколінеарності на основі матриці парних коефіцієнтів кореляції (Додаток Г).

Всі парні коефіцієнти кореляції $|r| < 0,7$, що вказує на відсутність мультиколінеарності факторів.

Проведемо статистичний аналіз одержаного рівняння регресії: перевіримо значимість рівняння та його коефіцієнтів.

Коефіцієнт множинної кореляції $R = 0,8372$, отже, у рівнянні дуже тісний кореляційний зв'язок, який характеризує залежність результативної ознаки від факторів, які включено у модель. Коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,700873$, таким чином, 70% зміни вихідної змінної визначаються впливом вхідних змінних.

Перевіримо гіпотезу про загальну значимість – гіпотезу про рівність нулю всіх коефіцієнтів регресії:

$$H_0 : R^2 = 0; \quad a_1 = a_2 = a_3 = a_4 = a_5 = 0.$$

$$H_1 : R^2 \neq 0.$$

Перевірку цієї гіпотези здійснимо за допомогою F - статистики розподілу Фішера (правостороння перевірка). Задамося рівнем значущості $\alpha = 0,05$ За допомогою таблиць знайдемо критичне значення F розподілу з числом ступенів вільності $p - 1 = 5$ та $m - p - 1 = 14$, тобто будемо мати $F_{кр}(0,05;5;14) = 2.9582$.

Обчислимо розрахункове значення F :

$$F = \frac{R^2}{1 - R^2} \cdot \frac{n - p}{p - 1} = \frac{0,7009}{1 - 0,7009} \cdot \frac{20 - 14}{5} = 6,561, \quad (3.3)$$

Порівняємо його з табличним критичним значенням $F_{кр} = f(0,05;5;14) = 2,9582 \leq F = 6,561$, тобто $F_{кр} \leq F$, що вказує на те, що коефіцієнт детермінації R^2 статистично значимий і рівняння регресії статистично надійне, тобто між всіма вхідними змінними в цілому та вихідною змінною існує лінійна залежність (дана лінійна модель є значущою).

Дамо оцінку статистичної значимості параметрів регресії за допомогою t – критерію Стюдента. Оцінимо значимість вибірових коефіцієнтів регресії $a_0, a_1, a_2, a_3, a_4, a_5$. Задаймося рівнем значущості $\alpha = 0,05$. Використовуючи таблиці, знайдемо критичне значення розподілу Стюдента з $m - p - 1 = 14$ ступенями вільності, порядку $\alpha/2 = 0,025$, тобто величину $t_{кр.} = t(0,025;14) = 2,51$.

За формулою:

$$t = \frac{a_i}{SE_i}, \quad (3.4)$$

обчислимо значення t – статистики для кожного з вибірових коефіцієнтів регресії a_i . Результати розрахунку подано в таблиці 3.20.

Таблиця 3.20 - Статистика коефіцієнтів рівняння регресії t

a_i	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5
t	0,609	1,439	0,463	1,026	3,6	1,761

Не всі обчислені значення за абсолютною величиною більші за його критичне значення. Для коефіцієнтів a_0, a_1, a_2, a_3, a_5 , ці значення менші, тобто $t_{сн.} < t_{кр.}$. Цей факт вказує на те, що параметри, біля яких вони стоять, а саме: рівень освітлення, відносна вологість повітря, кислотність ґрунту та радіація не мають суттєвого впливу на результуючу ознаку, якою є коефіцієнт фітомеліоративної ефективності. У той же час для проективного покриття рослинного покриву це значення більше, тобто $t_{сн.} > t_{кр.}$, що свідчить про наявність лінійної залежності між цією та вихідною змінною, а тому цей фактор є статистично значимий.

Довірчі інтервали коефіцієнтів регресії з надійністю 95% знайдемо, використавши залежності:

$$(a_i - t_{\text{табл.}} \cdot S_{a_i}; a_i + t_{\text{табл.}} \cdot S_{a_i}) \quad , \quad (3.5)$$

Результати розрахунку подано у таблиці 3.21.

Таблиця 3.21 - Інтервали надійності для коефіцієнтів регресії

a_i	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5
	(-11.506;18.885)	(-0.000271;7.3E-5)	(-0.172;0.25)	(-2.755;1.156)	(0.0146;0.082)	(-5.926;33.815)

Враховуючи те, що у знайдени інтервали надійності для факторів a_0, a_1, a_2, a_3, a_5 входить 0, то ці коефіцієнти не є статично значимі. У інтервал надійності для a_4 не входить 0, що підтверджує те, що він є статично значимий.

Однак, на підставі коефіцієнтів регресії не можна судити, яка з факторних ознак найбільше впливає на результативну, оскільки коефіцієнти регресії між собою не порівняльні, адже їх виражено різними одиницями. З метою виявлення порівняльної сили впливу окремих факторів та їхніх резервів, статистика обчислює часткові коефіцієнти еластичності ε_i за формулами:

$$\varepsilon_i = a_i \cdot \frac{\bar{X}_i}{Y_i}, \quad (3.6)$$

де: a_i - коефіцієнт регресії при i -му факторі,

$\bar{X}_i$ - середнє значення i -го фактора;

Y_i - середнє значення результативної ознаки;

σ_{xi} - середнє квадратичне відхилення i -го фактора;

σ_y - середнє квадратичне відхилення результативної ознаки.

Часткові коефіцієнти еластичності показують, на скільки відсотків зміниться результативна ознака при зміні на 1% кожного фактора та фіксованому значенні інших факторів.

Обчислимо частинні коефіцієнти еластичності ε_i на основі одержаних експериментальних даних:

$$\varepsilon_1 = a_1 \cdot \frac{\bar{X}_1}{Y} = -9.9\text{E-}5 \cdot \frac{42752}{3,28} = -1,287;$$

$$\varepsilon_2 = a_2 \cdot \frac{\bar{X}_2}{Y} = 0,0389 \cdot \frac{53,73}{3,28} = 0,638;$$

$$\varepsilon_3 = a_3 \cdot \frac{\bar{X}_3}{Y} = -0,799 \cdot \frac{5,63}{3,28} = -1,374;$$

$$\varepsilon_4 = a_4 \cdot \frac{\bar{X}_4}{Y} = 0,0483 \cdot \frac{48,625}{3,28} = 0,717;$$

$$\varepsilon_5 = a_5 \cdot \frac{\bar{X}_5}{Y} = 13,945 \cdot \frac{0,277}{3,28} = 1,179 \quad , \quad (3.7)$$

Аналіз частинних коефіцієнтів еластичності показує, що за абсолютним приростом найбільший вплив на зміну коефіцієнта фітомеліоративної ефективності має кислотність ґрунту, з збільшенням якої на 1% він зменшується на 1,374%, а відповідно при зростанні на 1% рівня освітленості зменшується на 1,287%, збільшенні відносної вологості повітря на 1% - зростає на 0,638%, при зростанні проективного покриття рослинного покриву збільшується на 0,717% та збільшенні радіації на 1% зростає на 1,179 %.

Якщо частинний коефіцієнт еластичності $|\varepsilon_i| > 1$, то даний фактор суттєво впливає на результативну ознаку Y . В нашому випадку такими є рівень освітлення; кислотність ґрунту та радіація.

Для визначення факторів, які мають найбільші резерви поліпшення досліджуваної ознаки, з урахуванням ступеня варіації факторів, закладених у рівняння множинної регресії, обчислюють β_i - коефіцієнти, які показують, на яку частину середнього квадратичного відхилення змінюється результативна ознака при зміні відповідної факторної ознаки на значення її середнього квадратичного відхилення [93].

Для оцінки β - коефіцієнтів використаємо метод найменших квадратів. Систему рівнянь запишемо у вигляді:

$$\begin{cases} r_{x_1y} = \beta_1 + r_{x_1x_2} \cdot \beta_2 + \dots + r_{x_1x_m} \cdot \beta_m; \\ r_{x_2y} = r_{x_2x_1} \cdot \beta_1 + \beta_2 + \dots + r_{x_2x_m} \cdot \beta_m; \\ \dots\dots\dots \\ r_{x_my} = r_{x_mx_1} \cdot \beta_1 + r_{x_mx_2} \cdot \beta_2 + \dots + \beta_m. \end{cases} \quad (3.8)$$

Використовуючи матрицю парних коефіцієнтів кореляції, отримаємо таку систему рівнянь:

$$\begin{cases} -0,269 = \beta_1 + 0,0867 \cdot \beta_2 + 0,201 \cdot \beta_3 - 0,104 \cdot \beta_4 + 0,255\beta_5; \\ 0,348 = 0,0867\beta_1 + \beta_2 + 0,0308 \cdot \beta_3 + 0,599 \cdot \beta_4 + 0,331\beta_5; \\ 0,288 = 0,201\beta_1 + 0,0308 \cdot \beta_2 + \beta_3 + 0,272 \cdot \beta_4 + 0,33\beta_5; \\ 0,745 = -0,104\beta_1 + 0,272 \cdot \beta_2 + 0,599 \cdot \beta_3 + \beta_4 + 0,295\beta_5; \\ 0,411 = 0,255\beta_1 + 0,331 \cdot \beta_2 + 0,33\beta_3 + 0,295 \cdot \beta_4 + 0,33\beta_5. \end{cases} \quad (3.9)$$

Дану систему рівнянь розв'яжемо методом Гаусса:

$$\beta_1 = -0,233; \quad \beta_2 = 0,0759; \quad \beta_3 = -0,207; \quad \beta_4 = 0,737; \quad \beta_5 = 0,297. \quad (3.10)$$

Стандартизована форма рівняння регресії запишеться:

$$t_y = -0,233 \cdot x_1 + 0,0759 \cdot x_2 - 0,207 \cdot x_3 + 0,737 \cdot x_4 + 0,297x_5. \quad (3.11)$$

За отриманим максимальним значенням $\beta_4 = 0,737$ можна зробити висновок, що найбільший вплив на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності має такий фактор, як проєктивне покриття рослинного покриву.

Дамо оцінку значущості додаткового включення фактору (частинний F-критерій).

Необхідність такої оцінки пов'язана з тим, що не кожний фактор, що ввійшов у модель, може суттєво збільшити частку поясненої варіації результативної ознаки. Це може бути пов'язане з послідовністю факторів, що

вводяться (тому що існує кореляція між самими факторами). Мірою оцінки значущості поліпшення якості моделі, після включення в неї фактору x_i , служить частинний F - критерій F_{x_i} :

$$F_{x_i} = \frac{R^2 - R^2(x_1, x_2)}{1 - R^2} \cdot (n - m - 1), \quad (3.12)$$

де: m - кількість параметрів, що оцінюються.

Якщо спостережуване значення F_{x_i} більше $F_{кр.}$, то додаткове введення фактору x_j у модель статистично виправдане.

Обчислимо спостережуване значення F_{x_i} для кожного фактору x_i .
Результати розрахунків подано в таблиці 3.22.

Таблиця 3.22 - Значення частинних критеріїв F_{x_i}

x_i	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5
F_{x_i}	2,938	1,235	-2,785	25,703	5,711

Табличне значення $F_{кр.}$ при ступенях вільності $k_1 = 4$ і $k_2 = n - m - 1 = 20 - 6 - 1 = 14$, $F_{кр.}(k_1=4; k_2=14) = 3.1122$. З отриманих значень умову $F_{cn} > F_{кр.}$ задовільняють лише фактори x_4 та x_5 . Таким чином, фактори x_4 та x_5 доцільно включати в модель після введення факторів x_i .

У результаті розрахунків було одержане рівняння множинної регресії:

$$y = 3,6895 - 9,86079E - 05 x_1 + 0,038886 x_2 - 0,77932 x_3 + 0,048316 x_4 + 13,94453 x_5 \quad (3.13)$$

З одержаного рівняння випливає, що збільшення рівня освітлення на 1 лк приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 9.95 бала; збільшення відносної вологості повітря на 1% приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної

ефективності на 0.0389 бала; що збільшення кислотності ґрунту на 1 рН приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.799 бала; збільшення проєктивного покриття рослинного покриву на 1% приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.0483 бала; збільшення радіації на 1 мкЗв/год приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 13.945 бала. Оцінка впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності інших (крім врахованих у моделі) факторів на коефіцієнт при відсутності x_i дорівнює 3.6895.

За максимальним коефіцієнтом $\beta_4 = 0,737$ можна зробити висновок, що найбільший вплив на результативну ознаку (коефіцієнт фітомеліоративної ефективності) має фактор x_4 – проєктивне покриття рослинного покриву.

Статистичну значимість рівняння перевірили за допомогою коефіцієнта детермінації та критерія Фішера, згідно з якими рівняння регресії статистично надійне, тобто між всіма вхідними змінними в цілому та вихідною змінною існує лінійна залежність (дана лінійна модель є значущою). Встановлено, що в даному дослідженні 70.09% загальної варіації коефіцієнта фітомеліоративної ефективності пояснюються зміною факторів x_i .

Всі парні коефіцієнти кореляції $|r| < 0,7$, що вказує на відсутність мультиколінеарності факторів, тобто між змінними, що входять у модель відсутня строга лінійна залежність.

Результати математичного моделювання засвідчили наявність тісного взаємозв'язку між досліджуваними факторами та коефіцієнтом фітомеліоративної ефективності. Коефіцієнт множинної кореляції склав $R \approx 0.837$, що відповідає коефіцієнту детермінації $R^2 = 0.7009$, а, отже, близько 70% варіації результативної ознаки (КФЕ) пояснюється зміною п'яти досліджуваних показників.

За підсумками регресійного аналізу встановлено, що:

- проективне покриття справляє найбільший позитивний вплив на КФЕ (0.0483 бала на кожен відсоток приросту);
- вологість повітря також позитивно впливає (0.0389 бала на кожен 1%);
- кислотність ґрунту та освітленість виявили негативну залежність (- 0.799 та - 9.95 відповідно);
- радіаційний фон також показав незначне негативне відхилення (- 13.94 бала на кожен 1 мкЗв/год).

Аналіз частинних коефіцієнтів еластичності вказав на те, що найбільш вагомий вплив мають кислотність ґрунту та освітленість, однак статистично значимим чинником згідно з критерієм Стюдента є саме проективне покриття. Саме цей фактор доцільно враховувати у подальших екологічних прогнозах при фітомеліоративному плануванні.

Деталізовані розрахунки та матриця парних коефіцієнтів кореляції наведені у Додатку Г.

Висновки до Розділу 3

Аналіз вмісту важких металів у ґрунтах та породах в межах зони впливу терикону засвідчив переважно допустимий рівень забруднення, що має чітку просторову варіативність. Встановлено локалізоване перевищення ГДК за вмістом Zn, Pb, Mn, що свідчить про накопичення токсичних елементів у місцях інтенсивного техногенного навантаження.

Дослідження стічних вод досліджуваного терикону показало наявність іонів важких металів (Fe, Mn, Mg, Ca, K), концентрації яких у деяких зразках перевищують нормативні показники. Просторовий розподіл вказує на зв'язок забруднення стічних вод з геоморфологічними особливостями терикону, що підкреслює необхідність застосування локальних очисних заходів.

Результати радіаційного моніторингу свідчать про відносно безпечний рівень потужності еквівалентної дози (ПЕД) в більшості точок, однак зафіксовані ділянки з підвищеним фоном на схилах терикону, що може бути обумовлено

міграцією радіонуклідів із глибших пластів. З метою порівняльного аналізу рівнів гамма-випромінювання на території терикону та за його межами нами було проведено додаткові вимірювання потужності еквівалентної дози в прилеглих населених пунктах для встановлення фонових значень.

Встановлено, що рослинний покрив схилів терикону характеризується фрагментарністю та мозаїчністю, з домінуванням представників родин *Roaceae*, *Asteraceae* та *Fabaceae*. Виявлено чітку залежність рівня видового багатства та проективного покриття від морфології схилу та рівня деградації субстрату.

Рослинні угруповання демонструють ознаки вторинної сукцесії з переважанням мезофітних та мезотрофних видів. Життєві форми, яскравість, віталітет та трофо-гігро-геліоморфні адаптації свідчать про здатність фітоценозів до самостійного відновлення та перспективність біологічної рекультивації.

Результати біоіндикаційних досліджень із використанням хрениці сійної та гірчиці білої виявили відмінності фітотоксичності субстратів. Обвітрена порода виявилася найменш токсичною, що підтверджується високими показниками проростання та біометрії. Отримані дані обґрунтовують доцільність використання вказаних видів для біологічного етапу фіторекультивації.

Комплексне оцінювання мікрокліматичних та фізико-хімічних показників середовища дозволило виявити їх суттєвий вплив на фіторегенераційні процеси на території вугільних відвалів. За результатами кореляційно-регресійного аналізу встановлено, що серед усіх досліджуваних факторів найбільшу роль у формуванні рослинного покриву відіграє проективне покриття, а також вологість повітря. Водночас, негативний вплив на КФЕ мають підвищена кислотність ґрунту та надмірна освітленість. Отримані результати є науковим підґрунтям для подальших екологічних прогнозів і розробки фітомеліоративних заходів у межах техногенно порушених територій Червоноградського гірничопромислового району.

РОЗДІЛ 4 РЕКОМЕНДАЦІЇ ТА ШЛЯХИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІРНИЧОДОБУВНОГО РЕГІОНУ

4.1 Екосистемний підхід та рекомендації щодо екологічної реабілітації рекультивованих територій вугільної промисловості

У контексті ретрансформації девастрованих територій гірничопромислових регіонів, зокрема вугільних відвалів, надзвичайно важливим є переосмислення їх потенціалу як об'єктів, здатних забезпечувати певний спектр екосистемних послуг. У сучасній науковій парадигмі екологічна реабілітація не зводиться виключно до технічної рекультивації, а передбачає взаємозв'язок природоорієнтованих рішень, фітомеліоративних заходів і біоіндикаційного підходу, що формує основу відновлення екосистемних функцій територій. Розгляд породного відвалу не лише як джерела ризику, а як потенційного носія регуляторних, захисних, культурних та продукційних функцій, відкриває нові підходи до його інтеграції в навколишній ландшафт [13, 127].

Серед усіх видів господарської діяльності, гірничодобувна промисловість відрізняється найбільшим негативним впливом на довкілля, зумовлюючи деградацію земель, втрату біорізноманіття та зміни у функціонуванні екосистем.

Червоноградський та Нововолинський райони характеризуються найвищим показником девастрованих ландшафтів порушених гірничою діяльністю, де розташована основна частина вугледобувних підприємств і породних відвалів. Це зумовлює нагальну потребу у відновленні деградованих територій, зокрема шляхом рекультивації териконів із подальшим їх залученням до раціонального використання та розробкою рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки, оптимізації фітомеліоративних заходів та інтеграції відновлених земель у господарське використання. Окремим завданням залишається розроблення ефективних підходів до екологічного оцінювання та впровадження екосистемних послуг, які можуть забезпечувати відновлені й рекультивовані землі [24].

Однією з ключових передумов екологічного розвитку є забезпечення екологічно безпечного землекористування, що ґрунтується на збереженні ґрунтами своїх екосистемних функцій. Вилучення земель під техногенне навантаження порушує природний ґрунтотворний процес, що, у свою чергу, призводить до істотного зниження здатності ґрунтів забезпечувати повноцінне виконання екосистемних послуг [58].

В інтересах екологічного оцінювання, екологічної безпеки та підтримання засад сталого розвитку, у низці промислово розвинених країн щороку реалізуються масштабні рекультиваційні та меліоративні заходи, спрямовані на відновлення техногенно порушених земель гірничодобувної галузі. На законодавчому рівні ухвалюються відповідні нормативно-правові акти та національні програми, що мають на меті збереження та реабілітацію природного середовища. Основними завданнями таких заходів є підвищення рівня екологічної безпеки довкілля, відновлення біопродуктивності земель і повернення їх до господарського використання в інтересах суспільства [94, 95].

У різних країнах напрями рекультивації техногенно порушених земель обираються індивідуально, з урахуванням специфіки природно-кліматичних умов, соціально-економічних чинників та пріоритетів національної політики у сфері охорони довкілля. Найбільш поширеними є лісова та сільськогосподарська рекультивації, які забезпечують реалізацію ключових екосистемних послуг - підтримувальних та забезпечувальних. Водночас у ряді європейських країн простежується тенденція до трансформації рекультивованих гірничих ландшафтів у території з високою рекреаційною привабливістю, що відкриває нові можливості для соціального використання таких об'єктів і розширює спектр наданих ними екосистемних послуг [96].

Проаналізувавши сучасний стан рекультивації вугільних териконів в Україні, встановлено, що понад 142 тис. га земель зазнали порушення внаслідок діяльності вугільної промисловості [35, 66].

Водночас, рівень рекультивації становить лише близько третини від загального обсягу, що є вкрай низьким показником у порівнянні з міжнародною

практикою. Така ситуація вказує на необхідність активізації та рекомендації відновлювальних заходів, оскільки Україна володіє значним потенціалом для впровадження ефективних стратегій рекультивації та екологічної реабілітації деградованих територій.

Незважаючи на наявність широкого спектру підходів до рекультивації порушених земель, ефективність їх реалізації залежить від комплексного впровадження сучасних, високотехнологічних рішень.

Сьогодні основним стримувальним фактором у впровадженні рекультиваційних заходів як постійної складової екологічного менеджменту залишається обмежена фінансова спроможність як підприємств, так і органів державної влади. У зв'язку з цим актуальним, на нашу думку, є пошук альтернативних, економічно доцільних та екологічно ефективних методів відновлення деградованих територій [52, 73, 57].

Тому екосистемний підхід на регіональному рівні Червоноградського гірничопромислового району є важливим інструментом забезпечення екологічної стабільності, здоров'я та добробуту населення в районах, що зазнали техногенного впливу.

Це передбачає необхідність створення відповідної нормативно-правової бази, активізації наукових досліджень, впровадження принципів екологічного оцінювання та надання екосистемних послуг у практичну діяльність, а також формування рекомендацій щодо раціонального землекористування та ведення господарської діяльності на порушених територіях. Це забезпечить системну інтеграцію природоохоронних пріоритетів із соціально-економічними потребами суспільства [2, 14, 84].

В Україні відсутні практичні чи методичні підходи щодо нормативно-правового поняття «екосистемні послуги» та механізмів їх інтеграції в економічну і господарську діяльність. На національному рівні не розроблено уніфікованих критеріїв для кількісної оцінки екосистемних послуг, що ускладнює можливість порівняння та інтерпретації результатів між різними територіями. Екологічне оцінювання, як правило, здійснюється науковцями за

власними шкалами або підходами, що значно знижує об'єктивність прогнозування змін у наданні послуг під впливом антропогенних чинників.

Екосистемні послуги становлять ключовий елемент стратегії Європейського Союзу щодо збереження біологічного різноманіття. У межах ЄС було розроблено міжнародну класифікацію екосистемних послуг, яка охоплює чотири основні групи:

1. Забезпечувальні (provisioning services) - включають матеріальні блага, які надають екосистеми, зокрема продовольство, питну воду, деревину, волокно, паливо та генетичні ресурси.

2. Регулювальні (regulating services) - охоплюють послуги, пов'язані з регулюванням екологічних процесів, таких як кліматоутворення, захист від повеней, очищення повітря і води, контроль ерозії та захворювань, а також поглинання відходів.

3. Культурні (cultural services) - пов'язані з нематеріальним внеском природи у формування духовних, естетичних, освітніх і рекреаційних цінностей; вони впливають на спосіб життя, звичаї та традиції суспільства.

4. Підтримувальні (supporting services) - забезпечують функціонування екосистем завдяки таким процесам, як формування ґрунту, фотосинтез, біогеохімічні цикли (кругообіг поживних речовин) і створення середовища існування для інших організмів [174].

Оскільки Україна є офіційним кандидатом на вступ до Європейського Союзу, актуальним є впровадження практик, що відповідають європейським екологічним стандартам. З метою забезпечення екологічної безпеки та підвищення функціонального потенціалу територій доцільно адаптувати досвід країн ЄС, де порушені землі, що зазнали впливу вугільної промисловості, реабілітуються шляхом повернення їх до сільськогосподарського використання.

Реалізація цих заходів дозволить знизити рівень негативного техногенного навантаження та забезпечити відновлення земель ще до завершення діяльності вугледобувних підприємств.

У межах дослідження нами проаналізовано перспективи рекультивації територій, деградованих унаслідок діяльності вугільної промисловості. Об'єктами обрано ті терикони, які вже частково зазнали рекультиваційних заходів або мають потенціал для подальшого здійснення рекультиваційних і меліоративних заходів. У перспективі ці території можуть адаптовуватися до нового цільового призначення з інтеграцією системи надання екосистемних послуг.

На рисунку 4.1 наведено супутникові зображення чотирьох териконів, обраних нами для моделювання та екологічного оцінювання їх потенціалу надання екосистемних послуг та заходів рекультивації.



Рисунок 4.1 - Супутникові знімки досліджуваних териконів

При оцінюванні перспектив переформатування територій до уваги бралися такі чинники, як віддаленість від житлової забудови, промислових об'єктів, природоохоронних і рекреаційних територій, ступінь природного заліснення, наявність або відсутність сформованого рослинного покриву.

На основі отриманих внаслідок проведених рекультиваційних заходів пропонуємо декілька напрямів використання вугільних териконів. Відвали, що розташовані на значній відстані від населених пунктів, пропонуємо

трансформувати у промислові чи виробничі зони з наданням забезпечувальних екосистемних послуг. Терикони, що прилягають до житлових масивів, пропонуємо переорієнтувати на рекреаційні або лісопаркові території з наданням культурних послуг.

Території з частковим рослинним покривом або ознаками самозаліснення доцільно використовувати як природні дослідницькі полігони, що здатні виконувати регульовальні екосистемні функції.

У процесі дослідження породних відвалів шахт Червоноградського гірничопромислового району встановлено, що терикони суттєво різняться між собою за морфологічними характеристиками, площею, ступенем рослинного покриву, віддаленістю від населених пунктів, а також наявністю геодинамічних процесів, таких як зсуви чи просідання. Водночас, значна частина териконів досі не зазнала процесів реорганізації або рекультивації через низку причин.

За період спостережень встановлено, що на поверхні відвалів формується рослинність, яка з'явилася внаслідок природних фітомеліоративних процесів. Це свідчить про потенційну придатність територій до заліснення та подальшого екологічного відновлення з використанням відповідних природоохоронних технологій [17].

Досліджувані нами терикони відносяться до земель державної власності та належать до категорії земель промисловості, транспорту, зв'язку, енергетики, оборони та іншого функціонального призначення. Проте, після проведення заходів щодо екологічного реформатування, передбачається зміна цільового призначення цих земель залежно від типу подальшого використання - зокрема, для створення рекреаційних, лісгосподарських або дослідницьких територій.

Класифікація EUNIS (European Nature Information System) - це загальноєвропейська система типологізації природних оселищ, розроблена Європейським агентством з охорони довкілля (ЕЕА) у межах Інформаційної системи про природу. Вона використовується для стандартизованого опису та оцінки екосистем і біотопів у країнах ЄС, зокрема в рамках мережі Natura 2000 та для впровадження екологічної політики [174].

Класифікація включає ієрархічну структуру, що складається з кількох рівнів деталізації - від 1-го рівня (узагальнені категорії оселищ) до 6-го рівня (специфічні підтипи біотопів). Для України, як і для інших країн Європи, виділено такі основні типи екосистем 1-го рівня (з літерами кодів):

- В - Приморські оселища (наприклад, дюни, пляжі, солончаки);
 - С - Материкові поверхневі води (озера, річки);
 - D - Болота (торфовища, перезволожені ділянки);
 - Е - Оселища з домінуванням трав, мохів і лишайників (луки, степи, тундра);
 - G - Ліси та інші лісові землі;
 - І - Регулярно або нещодавно культивовані землі (рілля, сади, плантації);
 - J - Штучні оселища (міські, промислові, транспортні території тощо)
- [174].

Ця класифікація дає змогу поєднати екологічне оцінювання з функціональним аналізом екосистемних послуг, які надаються тими чи іншими оселищами, що особливо важливо для планування рекультивації техногенних ландшафтів, таких як терикони.

Тому, відповідно до цієї класифікації, на момент дослідження більшість териконів та прилеглих територій Червоноградського гірничодобувного регіону, які зазнали техногенного впливу, відносимо до категорії Е - території з домінуванням трав'янистих, мохоподібних і лишайникових оселищ. Такий тип екосистем характерний для порушених або ранніх стадій сукцесії природних угруповань. При здійсненні рекультиваційних і фітомеліоративних заходів, тип оселищ зміниться, зокрема трансформується у G - лісові та лісопаркові території або І - культурні екосистеми, залежно від обраного підходу до реабілітації. Це, у свою чергу, дозволить сформувати новий спектр екосистемних послуг, які включатимуть регулювальні, забезпечувальні, підтримувальні та культурні функції досліджуваної території.

У таблиці 4.1 узагальнено результати проведеного аналізу техногенних відвалів, розташованих у межах м. Червоноград та м. Нововолинськ, які, за умови здійснення відповідних рекультиваційних заходів та подальшого переформатування, мають потенціал надавати певні типи екосистемних послуг.

Таблиця 4.1 - Планування рекультивації та оцінка потенційних екосистемних послуг територій териконів Червоноградського гірничопромислового району

<i>Номер терикону</i>	<i>Орієнтовані площі порушених земель під териконами, км²</i>	<i>Координати розміщення</i>	<i>Віддаленість до найближчого населеного пункту (крайня точка), м</i>	<i>Вид напрямку рекультивації</i>	<i>Код екосистеми (відповідно до класифікації EUNIS) після рекультивації</i>	<i>Екосистемні послуги після рекультивації відповідно до класифікації CICES</i>
1	0,08	50°39'50"N 24°10'31"E	1500	Санітарно-гігієнічна	I	<u>4</u>
2	0,16	50°44'55"N 24°12'27"E	700	Рекреаційна	J	<u>3</u>
3	0,08	50°42'37"N 24°09'07"E	350	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
4	0,14	50°43'55"N 24°07'30"E	300	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
5	0,06	50°46'45"N 24°07'16"E	610	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
6	0,08	50°44'40"N 24°09'17"E	300	Санітарно-гігієнічна	I	<u>4</u>
7	0,09	50°24'25"N 24°11'38"E	1000	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
8	0,11	50°22'44"N 24°08'42"E	900	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
9	0,18	50°20'50"N 24°10'03"E	1500	Санітарно-гігієнічна	I	<u>4</u>
10	0,12	50°20'00"N 24°09'06"E	550	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
11	0,13	50°19'09"N 24°10'41"E	400	Будівельна	J	<u>1</u>
12	0,23	50°20'30"N 24°11'59"E	400	Будівельна	J	<u>1</u>
13	0,09	50°20'56"N 24°13'27"E	400	Будівельна	J	<u>1</u>
14	0,84	50°18'55"N 24°13'38"E	400	Санітарно-гігієнічна	I	<u>4</u>
15	0,09	50°17'47"N 24°16'16"E	600	Рекреаційна	I	<u>3</u>

Продовження табл. 4.1.

<i>Номер терикону</i>	<i>Орієнтовані площі порушених земель під териконами, км²</i>	<i>Координати розміщення</i>	<i>Віддаленість до найближчого населеного пункту (крайня точка), м</i>	<i>Вид напрямку рекультивації</i>	<i>Код екосистеми (відповідно до класифікації EUNIS) після рекультивації</i>	<i>Екосистемні послуги після рекультивації відповідно до класифікації CICES</i>
16	0,07	50°21'53"N 24°15'37"E	550	Будівельна	J	<u>1</u>
17	0,08	50°40'16"N 24°14'46"E	300	Рекреаційна	J	<u>3</u>
18	0,09	50°38'52"N 24°15'33"E	400	Рекреаційна	J	<u>3</u>
19	0,08	50°41'46"N 24°13'10"E	500	Лісогосподарська	G	<u>2</u>
20	0,05	50°45'33"N 24°01'55"E	600	Будівельна	J	<u>1</u>

Таким чином, серед можливих напрямів рекультивації переважає лісогосподарський, що є цілком обґрунтованим з урахуванням природних ландшафтних особливостей досліджуваного регіону, де домінують ліси. Заліснення териконів і прилеглих територій є найбільш екологічно доцільним рішенням, яке забезпечить повернення порушених ділянок до типових для регіону екосистем. Проведення фітомеліоративних заходів, зокрема створення лісових насаджень, сприятиме наданню важливих регулювальних екосистемних послуг: поглинання атмосферних забруднювачів, зменшення концентрації парникових газів, стабілізація схилів териконів, запобігання ерозійним процесам і, як наслідок, підвищення екологічної стійкості ландшафтів.

За результатами проведених досліджень, санітарно-гігієнічний напрям рекультивації передбачає умовну консервацію порушених земель з метою мінімізації їх негативного впливу на компоненти довкілля шляхом сприяння природним процесам самовідновлення рослинного покриву. Цей тип рекультивації доцільно застосовувати у випадках, коли проведення лісогосподарських або комплексних фітомеліоративних заходів є економічно недоцільним або технічно складним. Зокрема, його впровадження є

обґрунтованим для діючих шахт і територій Червоноградського гірничодобувного регіону з високим рівнем техногенного навантаження.

Пропонуємо використовувати будівельний напрям рекультивації, який передбачає надання забезпечувальних екосистемних послуг, що полягає у плануванні рельєфу порушених територій шляхом розрівнювання поверхні териконів з подальшим їх пристосуванням до розміщення промислових та інфраструктурних об'єктів. Це дозволить створити умови для розширення територій під промислове або логістичне використання - зокрема для будівництва складських приміщень, виробничих площ, майданчиків для технічного обслуговування чи інших господарських потреб [15].

Лише незначна частина териконів досліджуваного регіону підлягала частковій або повній ліквідації. Більшість із них розташовані поблизу населених пунктів, мають зручне транспортне сполучення та, відповідно до проведених рекультиваційних заходів, пропонуємо переформатовувати їх для суспільно корисного використання, зокрема для створення рекреаційних парків, спортивно-оздоровчих зон або територій громадського відпочинку.

Так, наприклад, терикон у с. Благодатне, який уже частково заліснений, після відповідної екологічної трансформації пропонуємо адаптувати під спортивну інфраструктуру, зокрема тенісний корт.

Отже, враховуючи потенціал таких територій, за умови комплексного підходу до рекультивації існує можливість створення важливих екосистемних об'єктів на місцях техногенних утворень досліджуваного регіону.

У рамках даного дослідження не розглядалися сільськогосподарський та водогосподарський напрями рекультивації.

Застосування сільськогосподарського варіанту є малопридатним з кількох причин: по-перше, він передбачає значні фінансові витрати, а, по-друге - висуває жорсткі вимоги до якості ґрунтів, за які досліджувані території не відповідають. Зважаючи на це, досліджувані терикони не вважаються придатними або економічно доцільними для такого типу рекультивації. Щодо водогосподарського напрямку, він також є недоцільним у межах досліджуваних

ділянок, оскільки передбачає формування відкритих водойм на місці просідань або кар'єрів, типових для відкритої розробки корисних копалин, тоді як розглянуті терикони утворені шляхом накопичення шахтних порід [14].

Перспективна здатність териконів надавати окремі види екосистемних послуг визначалась у відсотковому співвідношенні від їх загальної кількості в межах досліджуваної території.

Так, наприклад, у зарубіжній практиці поширене використання порід шахтних відвалів у дорожньому будівництві, зокрема як компоненту дорожнього полотна або будівельного матеріалу [8]. З урахуванням цього досвіду, за результатами прогностичної оцінки очікується, що після проведення рекультиваційних заходів на досліджуваних териконах частка забезпечувальних екосистемних послуг становитиме орієнтовно 25%.

За результатами прогностичної оцінки частка регулювальних екосистемних послуг після проведення рекультивації териконів становитиме до 35%, тоді як підтримувальні послуги - орієнтовно 20% від загального обсягу очікуваних екосистемних вигод. Варто зазначити, що за умови реалізації додаткових якісних меліоративних заходів на відповідних територіях потенціал регулювальних функцій може суттєво зростати, що підвищить загальну екологічну ефективність процесу рекультивації (рис. 4.2).

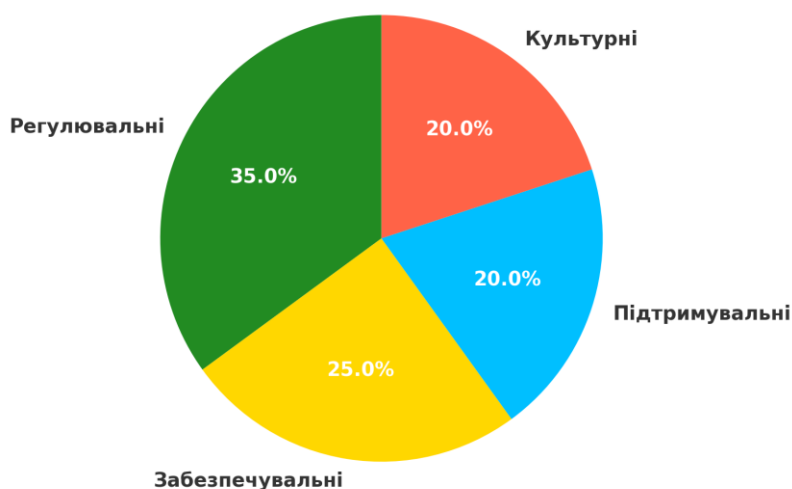


Рисунок. 4.2 - Прогнозоване співвідношення екосистемних послуг рекультивованими териконами

У контексті культурних екосистемних послуг, за умови раціонального переформатування придатних териконів, прогнозується, що їх частка може сягати 20% від загального потенціалу екосистемних вигод. Перетворення територій на парки, спортивні об'єкти чи дослідницькі платформи забезпечить надання нематеріальних благ, таких як рекреація та естетичне сприйняття довкілля.

З урахуванням сучасних соціальних тенденцій та зростання попиту на альтернативні форми відпочинку, зокрема в межах індустріального туризму, частка культурних послуг у майбутньому може значно зрости.

За результатами дослідження стану породних відвалів Червоноградського гірничопромислового району встановлено, що більшість із них мають потенціал до рекультивації з подальшим наданням різних типів екосистемних послуг. Це залежить від розташування, ступеня заліснення, близькості до населених пунктів та природних об'єктів, внаслідок чого пропонуємо переформаткування териконів під лісогосподарське, рекреаційне, санітарне або промислове використання.

Отже, зростаюча інтенсивність експлуатації природних ресурсів обумовлює необхідність формування оптимальної еколого-економічної стратегії управління екосистемними послугами. Впровадження екосистемного підходу до рекультивації техногенно трансформованих ландшафтів сприятиме відновленню екологічної рівноваги, забезпеченню сталого розвитку регіону та підвищенню рівня екологічної безпеки.

4.2 Дослідження фітомеліоративної ефективності рослинного покриву породних відвалів

Серед комплексу заходів, спрямованих на мінімізацію екологічних ризиків та підвищення рівня екологічної безпеки гірничопромислових територій, особливе значення має біологічна рекультивація, зокрема її фітомеліоративна складова. Цей процес реалізується у двох основних формах: плановій, що передбачає використання ґрунтосумішей, посадкового матеріалу, розрахункову

густоту насаджень і технічний догляд за ними; та природній, що ґрунтується на поступовому самозаселенні території рослинами, здатними адаптуватися до специфічних едафічних і кліматичних умов. У процесі життєвого циклу свого розвитку ці рослинні угруповання покращують механічні властивості ґрунту, збагачують його органічною речовиною, підвищують рівень вологості та стимулюють розвиток сукцесійних процесів, що є основою для довготривалого екологічного відновлення [37, 64, 77, 96, 67].

На досліджуваному териконі шахти “Межирічанська” (ДП “Львіввугілля”), станом на час проведення досліджень, якраз і має місце природній фітомеліоративний процес. Процес природнього заростання цієї території є неоднорідним у територіальному відношенні, на окремих ділянках присутній значний і різноманітний деревний та трав’янистий покрив. Значний вплив на інтенсивність даного процесу здійснює підстилаюча поверхня, сформована з породи, яка на багатьох ділянках терикону є сильно ущільненою, відповідно це призводить до зниження проникнення води та аераційних процесів, крім того ущільнення збільшує міцність ґрунту (тобто здатність протистояти переміщенню під дією прикладеної сили), а це змушує кореневі системи рослинного покриву докладати більше зусиль для того, щоб проникнути в ущільнений шар. На багатьох дослідних ділянках зафіксовано IV категорію ущільненості (30-40 кг/м³) (ґрунт сильно щільний) і V категорію (понад 40 кг/м³) (ґрунт надзвичайно щільний) [75].

Крім того на багатьох ділянках відбувається розрівнювання поверхні спеціалізованою технікою, насипання породи та її вивіз.

Для аналізу поточного фітомеліоративного процесу, який має місце на досліджуваних ділянках терикону, нами розрахований коефіцієнт фітомеліоративної ефективності рослинного покриву, який оцінюється у балах.

Для визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності використана загально прийнята формула за Кучерявим В. П. [64]:

$$K_{FM} = \frac{(S_p \times b + S_a \times b + S_{pm} \times b + S_f \times b + S_v \times b + S_{sv3} \times b + S_{sv1} \times b + S_{st} \times b + S_r \times b)}{S}, \quad (4.1)$$

де: S - площа зайнята; S_p - пратоценозом; S_a - агроценозом; S_{pm} - помологоценозом; S_f - фрутоценозом; S_v - вітоценозом; S_{sv1} - сільваценозом однарусним; S_{sv2} - сільваценозом двохярусним; S_{st} - стрипоценозом; S_r - рудероценозом; b - кількість балів, які здобув ценоз; S - загальна площа.

Для повноти оцінки на шести досліджуваних ділянках було закладено ряд пробних площ, розміром 10×10 м, де проводився аналіз існуючих груп насаджень та облік зростаючої рослинності.

Дослідні ділянки з південного боку терикону. Дані дослідні ділянки розташовані біля підніжжя терикону, території яких зазнали значної деградації в результаті видобувної діяльності, трансформування первинних природних ландшафтів та перебувають під техногенним впливом. На цих ділянках зафіксований високий рівень ущільнення поверхні, обумовлений частим транспортуванням відходів вугільної сировини на верхню терасу терикону. Дані ділянки характеризуються пониженою шпаруватістю, порушеністю процесів вологообміну та обміну органічних речовин. Розміщення деревного та трав'янистого покриву у багатьох місцях було на стадії піонерної сукцесії, присутна мозаїчний тип рослинного покриву з ознаками групового. Виходячи із ідентифікованих типів рослинного покриву, формула коефіцієнту фітомеліоративної активності має такий вигляд:

$$K = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b}{S}, \quad (4.2)$$

На даних досліджуваних ділянках проходять природні фітомеліоративні процеси, які поступово оптимізують первинні техноземи та сприяють повільному підвищенню рівня родючості та механічної оструктуреності едафотопів.

Тут були закладені дослідні ділянки - 1, 6, 11, 19, 23.

За результатами аналізу рослинного покриву, зафіксовано сільваценози одноярусні (S_{sv1}) і рудероценози (S_r). Площа ділянок, зайнятих сільваценозами одноярусними, становить - 1 - 18%, рудероценозами - 25 - 30%.

Дослідні ділянки зі східного боку терикону. Закладені дослідні ділянки розташовані у пониженні рельєфу, на схилі, крутизною в діапазоні 40 - 45°. Тут присутній різноманітний рослинний покрив, який суцільно вкриває поверхню. Мають місце активновкриваючі поверхню фітомеліоративні процеси. Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності умов є такою:

$$K = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b}{S}, \quad (4.3)$$

На даних ділянках сформовані рослинні угруповування, котрі складаються з дерев, кущів, трав, мохового покриву, зафіксовані також численні плодові тіла макроміцетів, шар підстилки становив 5 - 10 см, що свідчить про сприятливі умови для локального формування природного рослинного середовища з характерним мікрокліматом.

Тут були закладені дослідні ділянки - 2, 7, 10, 21, 24.

За результатами аналізу виявлено сільваценози одноярусні (S_{sv1}) - 35 - 40%, рудероценози (S_r) - 10 - 15%, фрутоценози (S_f) - 15 - 18%.

Дослідні ділянки з північного боку терикону. Ділянки розташовані в умовах рельєфу, де тип ландшафтної поверхні поступово під кутом піднімається вгору (10-30°), плавно переходячи у вершину терикону. Дещо нижче, присутні також рівнинні ділянки, зайняті лучною та деревною рослинністю. Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває такого вигляду:

$$K = \frac{S_{sv1} \times b + S_f \times b + S_p \times b + S_r \times b}{S}, \quad (4.4)$$

На даній території були закладені дослідні ділянки - 3, 8, 9, 14, 20.

Дослідження наявного фітомеліоративного покриття показало наступне співвідношення: сільваценози одноярусні (S_{sv1}) - 30 - 34%, рудероценози (S_r) - 5 - 10%, фрутоценози (S_f) - 10 - 16% і пратоценоз (S_p) - 25 - 27%.

Дослідні ділянки з західного боку терикону. За результатами маршрутного аналізу виявлено території рівнинного типу, розташовані поруч з штучно прокладеною дорогою, якою часто піднімається автомобільна техніка до верхньої тераси терикону. Саме рухом цієї техніки багато в чому обумовлено значний рівень дигресії едафотопу.

Дані ділянки мають незначний ухил, в межах 10° . Тут присутні природно сформовані за період 10 - 15 років рослинні угруповування із значною кількістю деревно-чагарникових насаджень, трав'янистого надґрунтового покриття. Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності для цих локальних умов є такою:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_f \times b + S_p \times b + S_r \times b}{S}, \quad (4.5)$$

Тут були закладені дослідні ділянки - 4, 13, 15, 17, 22.

На цих ділянках афіксовано фітомеліоративні групи насаджень: сільваценози одноярусні (S_{sv1}) - 30 - 33%, рудероценози (S_r) - 5 - 8%, фрутоценози (S_f) - 15 - 19% і пратоценози (S_p) - 20 - 22%.

Дослідні ділянки на вершині терикону. У ландшафтному відношенні дані ділянки суттєво відрізняються від усіх попередніх, оскільки розташовані на штучно сформованому насипі відпрацьованих порід, який формувався багато десятиліть. Тут присутня значна крутизна схилів ($50 - 60^\circ$), місця впливу водної та вітрової ерозії. Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_p \times b + S_r \times b}{S}, \quad (4.6)$$

Невелика поверхня рівнинного типу вкрита деревами, частково трав'яним покривом та бур'янами. Тут були закладені дослідні ділянки - 5, 12, 16, 18, 25.

Підраховане співвідношення різних типів насаджень: сільваценози одноярусні (S_{sv1}) - 25 - 27%, рудероценози (S_r) - 10 - 15%, і пратоценози (S_p) - 20 - 25%.

Контрольні дослідні ділянки. Дані ділянки були закладені за 1 км від підніжжя досліджуваного терикону, на в'їзді у селище Гірник Червоноградського району, за 100 м від автомобільної дороги Р15, яка з'єднує м. Львів і м. Червоноград. Тут окрім дерев, кущів, трав'яного покриття присутні також залишки садів колишніх мешканців селища та нечисленні сільськогосподарські угіддя, які нерегулярно обробляються. Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності для даних умов має такий вигляд:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_f \times b + S_p \times b + S_r \times b + S_a \times b + S_{pm} \times b}{S}, \quad (4.7)$$

В даних умовах закладено дослідні ділянки - 26, 27, 28.

За результатами підрахунку зафіксовано таке співвідношення фітомеліоративних груп: сільваценози одноярусні (S_{sv1}) - 15 - 19%, рудероценози (S_r) - 5 - 10%, фрутоценози (S_f) - 10 - 15%, пратоценози (S_p) - 15 - 17%, агроценози (S_a) - 5 - 9% і помологоценози (S_{pm}) - 10 - 12%.

Для повноти підрахунку коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності використовували показник b , який враховує у балах комплексність ефективного впливу конкретного рослинного ценозу. Тут враховуються важливі показники: сезонна фітомаса, рівень киснепродукування, фільтрувальні властивості, які обумовлені габітусом і типом вегетуючого покриття, вплив на мікроклімат, шумопоглинання і оптичний вплив. Середні значення балів (b) зеленої маси подані у таблиці 4.2.

Таблиця 4.2 - Середні значення балів (b) зеленої маси [63, 229]

Тип фітоценозу	Зелена маса, (b)
Пратоценоз	0,7
Агроценоз	1,0
Рудероценоз	0,8
Фрутоценоз	4,0
Помологоценоз	5,0
Стрипоценоз	8,5
Сільваценоз одноярусний	9,0

Використовуючи показник балів, наявний у конкретних досліджуваних умовах, та застосовуючи формули (4.1 - 4.7), встановлено такий розподіл коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності (K_{FM}) досліджуваних ділянок (табл. 4.3).

Таблиця 4.3 - Розрахункові значення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на досліджуваних ділянках породного відвалу шахти «Межирічанська»

Місцезорташування досліджуваних ділянок на териконі	K_{FM}				
південний бік	1,5	1,7	2,0	1,6	1,4
східний бік	4,0	3,0	3,5	3,8	3,6
північний бік	4,8	5,0	4,5	5,5	4,7
західний бік	5,0	5,5	5,2	4,5	5,0
вершина	3,0	2,5	2,0	1,9	2,8
контроль / 1 км від підніжжя	6,0	6,5	5,5		

Виходячи із результатів проведених розрахунків, встановлено диференціацію отриманих коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності.

На основі отриманих результатів польових досліджень було створено картографічну модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (K_{FE}) у межах зони впливу терикону шахти «Межирічанська» (рис. 4.4).



Рисунок 4.3 - Картографічна модель просторового розподілу коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) рослинного покриву на території терикону шахти «Межирічанська»

Зображена карта дозволяє виявити ділянки з найнижчим значенням КФЕ, які потребують першочергових фіторекультиваційних заходів, а також просторово оцінити потенціал природної ренатуралізації території.

Таким чином, проведене екологічне оцінювання фітомеліоративної ефективності рослинного покриву на різних ділянках терикону шахти «Межирічанська» вказує на значні просторові коливання рівня природної фітосукцесії. За результатами розрахунків коефіцієнта фітомеліоративної ефективності встановлено, що найвищі значення характерні для контрольних ділянок, розміщених поза межами терикону на контрольних ділянках ($KFE = 5,5 - 6,5$), що свідчить про стабільні умови для розвитку рослинності. Високі показники також зафіксовані на західних ($4,5 - 5,5$) та північних схилах ($4,5 - 5,5$), де природні умови сприяють відновленню фітоценозів. Натомість значно нижчі

значення КФЕ спостерігаються на ділянках з ускладненими умовами зростання, зокрема на вершині терикону (1,9 - 3,0) та його південному боці (1,4 - 2,0), де відбувається сильне ущільнення породи, погіршується аерація ґрунту та знижується інфільтраційна здатність. Отримані результати підтверджують значну роль мікрорельєфу, фізико-механічних властивостей субстрату та ступеня деградації щодо ефективності запропонованих заходів фітомеліорації техногенних ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району.

4.3 Екологічне дослідження впливу териконів за допомогою кореляційно-регресійного аналізу

Вплив техногенного навантаження породних відвалів на екосистемні процеси проявляється не лише через фізичну трансформацію ландшафтів, а й через зміну хімічного складу водного середовища. Особливу небезпеку становить міграція важких металів зі стічними водами, що негативно позначається на біотичній складовій екосистем і гальмує процеси природної фіторекультивациї.

У межах дослідження проведено екологічне оцінювання залежностей між вмістом важких металів у стічних водах терикону та коефіцієнтом фітомеліоративної ефективності (КФЕ) рослинного покриву. Для встановлення взаємозв'язків застосовано методи кореляційного та регресійного аналізу, що дозволяє виявити ключові хімічні чинники, які визначають екологічний стан досліджуваних територій та перспективи їх відновлення [75, 7].

Припустимо, що зв'язок між ознаками описується лінійним рівнянням регресії:

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_3 + a_4x_4, \quad (4.8)$$

де: y - коефіцієнт фітомеліоративної ефективності;

x_1 - наявність марганцю (Mn), мг/дм³;

x_2 - наявність калію (K), мг/дм³;

x_3 - наявність кальцію (Ca), мг/дм³;

x_4 - магнію (Mg), мг/дм³;

a_0 - вільний член рівняння регресії;

a_i - коефіцієнти рівняння регресії, які характеризують кількісний вплив на результуючу ознаку зміни величини відповідного факторного показника на одиницю його виміру.

Дані для розрахунків отримано нами із результатів досліджень стічних вод, проведених на відповідних ділянках териконів.

Для виконання кореляційно-регресійного аналізу обрано 20 точок, розташованих безпосередньо на поверхні породного відвалу, які охоплюють основні типи мікроекотопів досліджуваної території. Решта точок використовувалася виключно для побудови картографічних моделей просторового поширення забруднення. Саме значення, отримані на цих 20 ділянках, стали основою для розрахунків залежностей між вмістом важких металів у стічних водах досліджуваного терикону та коефіцієнтом фітомеліоративної ефективності (КФЕ). Зведені дані подано в додатку Г.

Враховуючи обсяг вхідних даних для проведення розрахунків параметрів рівняння множинної лінійної регресії, використовуємо програмне середовище MS Excel, яке містить вбудовані статистичні функції, що дозволяють оперативно виконати оцінювання коефіцієнтів регресії, побудувати математичну модель та проаналізувати її статистичну значущість.

За даними досліджень, та розрахунків одержимо такі числові дані:

- коефіцієнти регресії: $a_0 = 2,042242$; $a_1 = -0,0245$; $a_2 = -0,09064$;
 $a_3 = 0,016309$; $a_4 = 0,003532$;
- коефіцієнт детермінації: $R^2 = 0,554319$;
- розрахункове значення статистики $F = 4,664098$;
- число спостережень $n = 20$;

- число параметрів регресії ступенів вільності знаменника $p = 5$;
- число ступенів вільності знаменника $p - 1 = 4$;
- число ступенів вільності чисельника $n - p = 15$;
- середньоквадратичні відхилення нормальної випадкової величини ε_i : $SE_{y_0} = 0,422169$; $SE_{y_1} = 0,016271$; $SE_{y_2} = 0,096479$; $SE_{y_3} = 0,004815$; $SE_{y_4} = 0,002471$;
- дисперсія ε : $SE_{y^2} = 1,044771$;
- сума квадратів, зумовлена регресією : $SS_{рег} = 20,36431$;
- сума квадратів залишків: $SS_{зал} = 16,37319$.

У результаті розрахунків було одержано рівняння множинної регресії:

$$y = 2,0422 - 0,0245 x_1 - 0,09064 x_2 + 0,01631 x_3 + 0,00353 x_4 \quad (4.9)$$

З одержаного рівняння випливає, що:

- збільшення концентрації марганцю у воді на 1 мг/дм³ приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0,0245 бала;
- збільшення концентрації калію у воді на 1 мг/дм³ приводить в середньому до зменшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0,0906 бала;
- збільшення концентрації кальцію у воді на 1 мг/дм³ приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0,0163 бала;
- збільшення концентрації магнію у воді на 1 мг/дм³ приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0,00353 бала.

За максимальним коефіцієнтом $\beta_3 = 0,909$ можна зробити висновок, що найбільший вплив на результативну ознаку (коефіцієнт фітомеліоративної ефективності) має фактор x_3 - концентрація кальцію у воді.

Статистичну значимість рівняння перевірили за допомогою коефіцієнта детермінації та критерія Фішера.

Встановлено, що в даному дослідженні 55,43% загальної варіації коефіцієнта фітомеліоративної ефективності пояснюється зміною факторів x_i .

Оцінка впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності інших (крім врахованих у моделі) факторів на коефіцієнт при відсутності x_i дорівнює 2,0422.

Проведемо аналіз мультиколінеарності на основі одержаної в ході розрахунків матриці парних коефіцієнтів кореляції (Додаток Г).

З одержаної матриці маємо, що $r_{x_1x_3} = 0,7517$, тобто $|r| > 0,7$, що вказує на наявну між цими факторами мультиколінеарність. Даний факт говорить про необхідність виключення одного з них з подальшого аналізу.

Проведемо статистичний аналіз одержаного рівняння регресії: перевіримо значимість рівняння та його коефіцієнтів.

Коефіцієнт множинної кореляції $R = 0,7745$, отже, у рівнянні дуже тісний кореляційний зв'язок, який характеризує залежність результативної ознаки від факторів, які включено у модель. Коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,5543$, таким чином, 55 % зміни вихідної змінної визначаються впливом вхідних змінних.

Перевіримо гіпотезу про загальну значимість – гіпотезу про рівність нулю всіх коефіцієнтів регресії:

$$H_0 : R^2 = 0; \quad a_1 = a_2 = a_3 = a_4 = 0.$$

$$H_1 : R^2 \neq 0.$$

Перевірку цієї гіпотези здійснимо за допомогою F -статистики розподілу Фішера (правостороння перевірка). Задамося рівнем значущості $\alpha = 0,05$.

За допомогою таблиць знайдемо критичне значення F розподілу з числом ступенів вільності $p - 1 = 4$ та $m - p - 1 = 15$, тобто отримаємо $F_{кр}(0,05; 5; 14) = 2.9582$

Обчислимо розрахункове значення F :

$$F = \frac{R^2}{1-R^2} \cdot \frac{n-p}{p-1} = \frac{0,5543}{1-0,5543} \cdot \frac{20-15}{4} = 4,664 \quad (4.10)$$

Порівняємо його з табличним критичним значенням $F_{кр} = f(0,05;4;15) = 3,0556 \leq F = 4,664$, тобто $F_{кр} \leq F$, що вказує на те, що коефіцієнт детермінації R^2 статистично значимий і рівняння регресії статистично надійне, тобто між всіма вхідними змінними в цілому та вихідною змінною існує лінійна залежність (дана лінійна модель є значущою).

Дамо оцінку статистичної значимості параметрів регресії за допомогою t -критерію Стюдента. Оцінимо значимість вибірових коефіцієнтів регресії a_0, a_1, a_2, a_3, a_4 . Задаймося рівнем значущості $\alpha = 0,05$.

Використовуючи таблиці, знайдемо критичне значення розподілу Стюдента з $m-p-1=15$ ступенями вільності, порядку $\alpha/2 = 0,025$, тобто величину $t_{кр.} = t(0,025;15) = 2,49$.

За формулою:

$$t = \frac{a_i}{SE_i} \quad (4.11)$$

обчислимо значення t -статистики для кожного з вибірових коефіцієнтів регресії a_i . Результати розрахунків подано в таблиці 4.5.

Таблиця 4.5 - Статистика коефіцієнтів рівняння регресії t

a_i	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4
t	4,837	1,506	0,939	3,387	1,429

Не всі обчислені значення за абсолютною величиною більші за його критичне значення. Для коефіцієнтів a_1, a_2, a_4 , ці значення менші, тобто $t_{сн.} < t_{кр.}$. Цей факт вказує на те, що параметри, біля яких вони стоять, а саме: наявність марганцю (Mn), калію (K) та магнію (Mg) у воді - не мають суттєвого впливу на результуючу ознаку, якою є коефіцієнт фітомеліоративної

ефективності. У той же час для наявності кальцію (Ca) це значення більше, тобто $t_{en.} > t_{кр.}$ що свідчить про наявність лінійної залежності між цією та вихідною змінною, а тому цей фактор є статистично значимий.

Довірчі інтервали коефіцієнтів регресії з надійністю 95% знайдемо, використавши залежності:

$$(a_i - t_{табл.} \cdot S_{a_i}; a_i + t_{табл.} \cdot S_{a_i}) \quad (4.12)$$

Результати розрахунку подано у таблиці 4.6.

Таблиця 4.6 - Інтервали надійності для коефіцієнтів регресії

a_i	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4
	(0.991;3.093)	(-0.065;0.016)	(-0.331;0.15)	(0.00432;0.0283)	(-0.00262;0.00968)

Враховуючи те, що у знайденому інтервалі надійності для факторів a_1, a_2, a_4 входить 0, то ці коефіцієнти не є статично значимі. У інтервал надійності для a_0, a_4 не входить 0, що підтверджує те, що вони є статично значимі.

Однак, на підставі коефіцієнтів регресії не можна судити, яка з факторних ознак найбільше впливає на результативну, оскільки коефіцієнти регресії між собою не порівняльні, адже їх виражено різними одиницями. З метою виявлення порівняльної сили впливу окремих факторів та їхніх резервів, статистика обчислює часткові коефіцієнти еластичності ε_i за формулами:

$$\varepsilon_i = a_i \cdot \frac{\bar{X}_i}{Y_i}, \quad (4.13)$$

де: a_i – коефіцієнт регресії при i –му факторі, $\bar{X}_i$ – середнє значення i –го фактора; Y_i – середнє значення результативної ознаки; σ_{xi} – середнє квадратичне відхилення i –го фактора; σ_y – середнє квадратичне відхилення результативної ознаки.

Часткові коефіцієнти еластичності показують, на скільки відсотків зміниться результативна ознака при зміні на 1% кожного фактора та фіксованому значенні інших факторів.

Обчислимо частинні коефіцієнти еластичності ε_i на основі одержаних експериментальних даних:

$$\begin{aligned}\varepsilon_1 &= a_1 \cdot \frac{\bar{X}_1}{Y} = -0,0245 \cdot \frac{23,66}{3,28} = -0,177; \\ \varepsilon_2 &= a_2 \cdot \frac{\bar{X}_2}{Y} = -0,0906 \cdot \frac{2,936}{3,28} = -0,0812; \\ \varepsilon_3 &= a_3 \cdot \frac{\bar{X}_3}{Y} = 0,0163 \cdot \frac{102,592}{3,28} = 0,511; \\ \varepsilon_4 &= a_4 \cdot \frac{\bar{X}_4}{Y} = 0,00353 \cdot \frac{114,837}{3,28} = 0,124;\end{aligned}\tag{4.14}$$

Аналіз частинних коефіцієнтів еластичності показує, що за абсолютним приростом найбільший вплив на зміну коефіцієнта фітомеліоративної ефективності має наявність кальцію (Ca), з збільшенням якого на 1% він збільшується на 0,511 %, а відповідно при зростанні на 1% наявності марганцю (Mn) зменшується на 0,177 %, збільшенні наявності калію (K) на 1% - зменшується на 0,0812 %, при зростанні наявності магнію (Mg) збільшується на 0,124 %.

Якщо частинний коефіцієнт еластичності $|\varepsilon_i| > 1$, то даний фактор суттєво впливає на результативну ознаку Y . У нашому випадку всі значення менші за одиницю, тому їх вплив на зміну коефіцієнта фітомеліоративної ефективності є незначним.

Для визначення факторів, які мають найбільші резерви поліпшення досліджуваної ознаки, з урахуванням ступеня варіації факторів, закладених у рівняння множинної регресії, обчислюють β_i - коефіцієнти, які показують, на яку частину середнього квадратичного відхилення змінюється результативна ознака

при зміні відповідної факторної ознаки на значення її середнього квадратичного відхилення.

Для оцінки β – коефіцієнтів використаємо метод найменших квадратів. Систему рівнянь запишемо у вигляді:

$$\begin{cases} r_{x_1y} = \beta_1 + r_{x_1x_2} \cdot \beta_2 + \dots + r_{x_1x_m} \cdot \beta_m; \\ r_{x_2y} = r_{x_2x_1} \cdot \beta_1 + \beta_2 + \dots + r_{x_2x_m} \cdot \beta_m; \\ \dots\dots\dots \\ r_{x_my} = r_{x_mx_1} \cdot \beta_1 + r_{x_mx_2} \cdot \beta_2 + \dots + \beta_m. \end{cases} \quad (4.15)$$

Використовуючи матрицю парних коефіцієнтів кореляції, одержимо систему рівнянь:

$$\begin{cases} 0,234 = \beta_1 + 0,621 \cdot \beta_2 + 0,752 \cdot \beta_3 + 0,424 \cdot \beta_4; \\ 0,0569 = 0,621\beta_1 + \beta_2 + 0,501 \cdot \beta_3 + 0,292 \cdot \beta_4; \\ 0,601 = 0,752\beta_1 + 0,501 \cdot \beta_2 + \beta_3 + 0,449 \cdot \beta_4; \\ 0,441 = 0,424\beta_1 + 0,292 \cdot \beta_2 + 0,449 \cdot \beta_3 + \beta_4. \end{cases} \quad (4.16)$$

Одержану систему рівнянь розв'яжемо методом Гаусса:

$$\beta_1 = -0,439; \quad \beta_2 = -0,207; \quad \beta_3 = 0,909; \quad \beta_4 = 0,279$$

Стандартизована форма рівняння регресії запишеться:

$$t_y = -0,439 \cdot x_1 - 0,207 \cdot x_2 + 0,909 \cdot x_3 + 0,279x_4. \quad (4.17)$$

За отриманим максимальним значенням $\beta_3 = 0,909$ можна зробити висновок, що найбільший вплив на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності має такий фактор, як наявність кальцію (Ca) у воді.

Дано оцінку значущості додаткового включення фактору (частинний F-критерій).

Необхідність такої оцінки пов'язана з тим, що не кожний фактор, що ввійшов у модель, може суттєво збільшити частку поясненої варіації результативної ознаки. Це може бути пов'язане з послідовністю факторів, що вводяться (тому що існує кореляція між самими факторами). Мірою оцінки значущості поліпшення якості моделі, після включення в неї фактору x_i , служить частинний F-критерій F_{x_i} :

$$F_{x_j} = \frac{R^2 - R^2(x_1, x_2)}{1 - R^2} \cdot (n - m - 1), \quad (4.18)$$

де: m – кількість параметрів, що оцінюються.

Якщо спостережуване значення F_{x_i} більше $F_{кр.}$, то додаткове введення фактору x_j у модель статистично виправдане.

Обчислимо спостережуване значення F_{x_i} для кожного фактору x_i . Результат розрахунків подано в таблиці 4.7.

Таблиця 4.7 - Значення частинних критеріїв F_{x_i}

x_i	x_1	x_2	x_3	x_4
F_{x_i}	-3,456	-0,397	18,372	4,137

Згідно з одержаними результатами, за допомогою часткових F-критеріїв посилюємо якість нашої моделі. Простежимо вплив на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності концентрацію кальцію у воді без врахування інших факторів, котрі були розглянуті раніше, та не є статистично значимі.

Отримаємо такі числові дані:

- коефіцієнти регресії: $a_0 = 2,169382$; $a_1 = 0,010777$;
- коефіцієнт детермінації: $R^2 = 0,360694$;
- розрахункове значення статистики $F = 10,15552$;
- число спостережень $n = 20$;

- число параметрів регресії ступенів вільності знаменника $p = 2$
- число ступенів вільності знаменника $p - 1 = 1$;
- число ступенів вільності чисельника $n - p = 18$;
- середньоквадратичні відхилення нормальної випадкової величини ε_i :

$$SE_{y_0} = 0,430822; SE_{y_1} = 0,003382;$$

- дисперсія ε : $SE_{y^2} = 1,142281$;
- сума квадратів, зумовлена регресією : $SS_{reg} = 13,25099$;
- сума квадратів залишків: $SS_{zali} = 23,48651$.

Рівняння регресії запишеться:

$$y = 2,1694 + 0,01107 x_1 \quad (4.19)$$

З одержаного рівняння випливає, що збільшення концентрації кальцію на 1 мг/дм³ приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.01078 бала. Оцінка впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності інших факторів не врахованих у моделі на коефіцієнт, тотожна 2.1694.

Проведемо статистичний аналіз одержаного рівняння регресії: перевіримо значимість рівняння та його коефіцієнтів.

Коефіцієнт множинної кореляції $R = 0,6006$, отже, у рівнянні помірний кореляційний зв'язок, який характеризує залежність результативної ознаки від фактора, який включено у модель. Коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,360694$, таким чином, 36 % зміни коефіцієнта фітомеліоративної ефективності визначаються впливом концентрації кальцію у воді.

Перевіримо гіпотезу про загальну значимість – гіпотезу про рівність нулю всіх коефіцієнтів регресії:

$$H_0: R^2 = 0; a_0 = a_1 = 0.$$

$$H_1: R^2 \neq 0.$$

Перевірку цієї гіпотези здійснимо за допомогою F - статистики розподілу Фішера (правостороння перевірка). Припустимо, що рівень значущості $\alpha = 0,05$. За допомогою таблиць знайдемо критичне значення F розподілу з числом ступенів вільності $p-1=2$ та $m-p-1=18$, тобто будемо мати $F_{кр}(0,05;1;18) = 4,139$.

Обчислимо розрахункове значення F :

$$F = \frac{R^2}{1-R^2} \cdot \frac{n-p}{p-1} = \frac{0,3607}{1-0,3607} \cdot \frac{20-2}{1} = 10,156 \quad (4.20)$$

Порівняємо його з табличним критичним значенням $F_{кр}(0,05;1;18) = 4,139 \leq F = 10,156$, тобто $F_{кр} \leq F$, що вказує на те, що коефіцієнт детермінації R^2 статистично значимий і рівняння регресії статистично надійне, тобто між вхідною змінною в цілому та вихідною змінною існує лінійна залежність (дана лінійна модель є значущою).

Дамо оцінку статистичної значимості параметрів регресії за допомогою t - критерію Стюдента. Оцінимо значимість вибірових коефіцієнтів регресії a_0, a_1 . Допустимо, що $\alpha = 0,05$. Використовуючи таблиці, знайдемо критичне значення розподілу Стюдента з $m-p-1=18$ ступенями вільності, порядку $\alpha/2 = 0,025$, тобто величину $t_{кр.} = t(0,025;18) = 2,445$.

За формулою:

$$t = \frac{a_i}{SE_i} \quad (4.21)$$

Обчислимо значення t - статистики для кожного з вибірових коефіцієнтів регресії a_i . Результати обчислень подано в таблиці 4.8

Таблиця 4.8 - Статистика коефіцієнтів рівняння регресії t

a_i	a_0	a_1
t	5,035	3,187

Всі обчислені значення за абсолютною величиною більші за його критичне значення $t_{cn.} > t_{кр.}$. Отже, наявність кальцію (Ca) у воді вказує про наявність лінійної залежності між цією та вихідною змінною, а тому цей фактор є статистично значимий.

Довірчі інтервали коефіцієнтів регресії з надійністю 95% знайдемо, використавши залежності:

$$(a_i - t_{табл.} \cdot S_{a_i}; a_i + t_{табл.} \cdot S_{a_i}) \quad (4.22)$$

Результати розрахунку подано у таблиці 4.9.

Таблиця 4.9 - Інтервали надійності для коефіцієнтів регресії

a_i	a_0	a_1
	(1.116;3.223)	(0.00251;0.019)

У інтервал надійності для a_0, a_1 не входить 0, що підтверджує те, що вони є статично значимі.

З метою розширеного аналізу моделі регресії обчислимо частинний коефіцієнт еластичності:

$$\varepsilon_1 = a_1 \cdot \frac{\bar{X}_1}{Y} = 0,0108 \cdot \frac{102,593}{3,28} = 0,338. \quad (4.23)$$

Даний результат вказує на те, що зі збільшенням наявності кальцію (Ca) на 1% коефіцієнт фітомеліоративної ефективності збільшується на 0,338 %. Враховуючи, що $|\varepsilon_i| < 1$, то вплив наявності кальцію (Ca) на зміну коефіцієнта фітомеліоративної ефективності є незначним.

З одержаного рівняння регресії випливає, що збільшення концентрації кальцію на 1 мг/дм³ приводить в середньому до збільшення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на 0.01078 бала. Оцінка впливу на коефіцієнт фітомеліоративної ефективності інших факторів, не врахованих у моделі на коефіцієнт становить 2.1694. Максимальне значення коефіцієнта еластичності

$\varepsilon_1 = 0,338$ вказує, що вплив наявності кальцію (Ca) на зміну коефіцієнта фітомеліоративної ефективності є незначним. Статистичну значимість рівняння перевірили за допомогою коефіцієнта детермінації та критерію Фішера. Встановлено, що в даному дослідженні 36 % загальної варіації коефіцієнта фітомеліоративної ефективності пояснюються зміною наявності у стічних водах досліджуваного вугільного відвалу кальцію (Ca).

4.4 Розроблення рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки

На основі узагальнення результатів, отриманих упродовж реалізації комплексної дослідницької програми, сформовано рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки територій, порушених вугільною промисловістю Червоноградського гірничопромислового району. Запропоновані заходи ґрунтуються на результатах фізико-хімічних, мікрокліматичних, геоботанічних і геоінформаційних досліджень, що охоплювали оцінювання стану субстратів териконів, аналіз стічних вод, визначення мікрокліматичних показників, проективного покриття та фітотоксичності гірських порід. Визначальним аналітичним інструментом є коефіцієнт фітомеліоративної ефективності (КФЕ), а також побудова просторово-інформативних картографічних моделей.

Комплексні дані, отримані за допомогою кореляційно-регресійного аналізу, дозволили кількісно оцінити екологічні загрози та виявити закономірності поширення забруднюючих чинників, що сприяло формуванню зон пріоритетного екологічного втручання. Картографічна модель, подана на рисунку 4.5, відображає просторове зонування території за доцільністю впровадження фіторекультиваційних заходів.

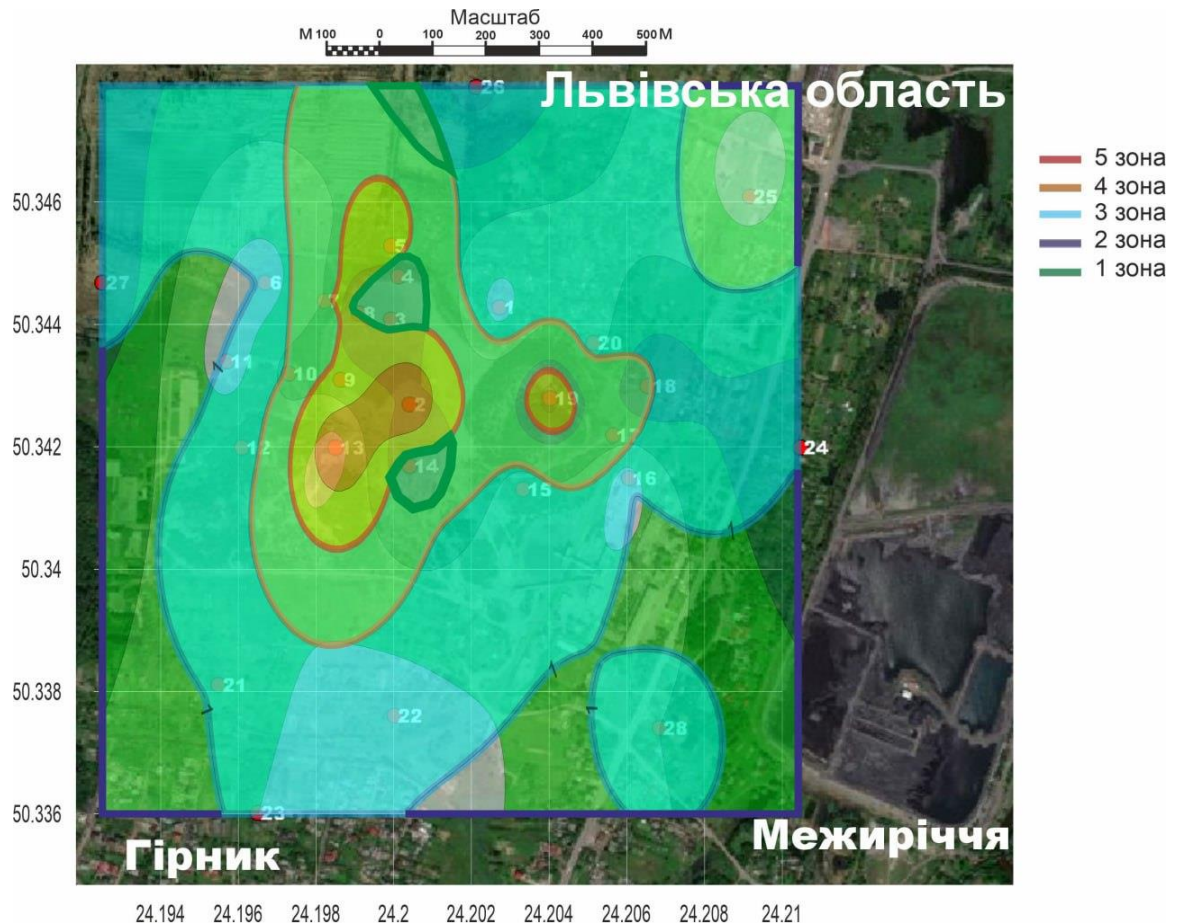


Рисунок 4.5 - Картографічна модель зонування території за доцільністю впровадження фіторекультиваційних заходів у межах зони впливу терикону шахти "Межирічанська"

Карта демонструє п'ять функціональних зон, виділених за градацією екологічного стану та значенням коефіцієнта фітомеліоративної ефективності.

Зона 5 (червона) охоплює ділянки з найвищим рівнем техногенного навантаження та мінімальним КФЕ. У межах цієї зони доцільне застосування активних фітомеліоративних заходів, включаючи засівання адаптивних високотолерантних видів рослин і використання біоактивованих субстратів.

Зона 4 (помаранчева) характеризується значним ступенем деградації, однак має потенціал до природної фіторегенерації. Рекомендовано впроваджувати комбіновані заходи: часткове технічне вирівнювання поверхні, вапнування, контроль вологості.

Зона 3 (зелено-жовта) придатна для застосування методів екстенсивної рекультивації із мінімальним втручанням, таких як мульчування та використання сидератів.

Зона 2 (блакитна) має ознаки стабілізованого стану, але потребує моніторингу на предмет зміни екосистемного балансу. Тут доцільно створювати полігони пасивного самозаліснення.

Зона 1 (темно-зелена) охоплює території з найвищим КФЕ, на яких спостерігається значний ступінь самовідновлення. Ці ділянки доцільно розглядати як зразкові еталони або контрольні ділянки для довготривалого екологічного спостереження та вивчення сукцесійних процесів.

Запропоноване зонування дає змогу раціонально розподілити ресурси для рекультивації, враховуючи локальні відмінності в екологічному стані. Результати просторового аналізу є науковим підґрунтям для формування пріоритетних стратегій реабілітації техногенно трансформованих ландшафтів у межах вугільних басейнів. Упровадження фіторекультиваційних заходів на основі картографічної моделі КФЕ сприятиме стабілізації екосистемних функцій, зниженню техногенного навантаження та формуванню сталих ландшафтів у регіоні.

Таким чином, розроблені рекомендації поєднують системність екологічного оцінювання, геоінформаційний аналіз та практичну орієнтацію на екосистемний підхід до реабілітації порушених вугільною промисловістю територій.

Рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки:

- застосування фіторекультиваційних заходів.

На територіях із низькими значеннями КФЕ (зона 5 на карті), де зафіксовано високі рівні забруднення важкими металами (Zn, Mn, Fe), низьку щільність рослинного покриву та несприятливі мікрокліматичні умови, доцільно проводити фітомеліорацію з використанням рослин-індикаторів високої адаптивності, зокрема представників родин *Fabaceae* та *Roaceae*. Треба розглядати сидерати як первинну ланку фіторекультивації.

- Оптимізація земельного використання відповідно до екологічного потенціалу.

Для зон із середніми значеннями КФЕ (зони 3 - 4), де природна фіторегенерація вже розпочата, рекомендується цілеспрямоване заліснення з включенням автохтонних видів для інтегрування територій у структуру регуляторних екосистемних послуг.

- Збереження та підтримка природного сукцесійного процесу.

На ділянках з найвищими значеннями КФЕ (зони 1 - 2) рекомендується зберегти самозаліснені або злакові угруповання в режимі охоронного режиму з мінімальним технічним втручанням, для використання територій як природніх дослідних полігонів.

- Посилення моніторингу за ключовими мікрокліматичними і радіаційними показниками.

На основі просторової моделі гамма-фону рекомендовано встановлення автоматизованих пунктів спостереження на зонах перетину середніх та підвищених значень (0,25 - 0,4 мкЗв/год) для виявлення можливих джерел локального техногенного навантаження.

- Удосконалення системи екомоніторингу шляхом інтеграції ГІС-технологій.

Використання просторових моделей КФЕ та кореляційних залежностей дозволяє обґрунтувати пріоритетність реабілітаційних заходів, зонування територій, створення карт екологічного ризику.

- Розробка локальних програм фіторекультивациі на базі прогнозної моделі.

Залучення картографічної моделі розподілу КФЕ дає змогу формувати локальні стратегії з відновлення деградованих земель і планувати заходи із врахуванням морфофункціональних параметрів рослинного покриву.

- Нормативно-правова ініціатива.

Ми пропонуємо включити коефіцієнт фітомеліоративної ефективності (КФЕ) до переліку інтегральних індикаторів екологічного оцінювання стану

територій, порушених внаслідок гірничої діяльності, з метою удосконалення національної системи екологічного моніторингу та формування науково обґрунтованих стратегій фіторекультивациї.

Таким чином, запропоновані рекомендації спрямовані на підвищення рівня екологічної безпеки територій, порушених гірничою діяльністю шляхом інтеграції екосистемного підходу, удосконалення методів біоіндикації та включення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) до системи екологічного оцінювання та моніторингу й управління деградованими ландшафтами на регіональному та національному рівнях.

Висновки до Розділу 4

За результатами проведених досліджень обґрунтовано необхідність переходу від традиційної технічної рекультивациї до екосистемного підходу реабілітації вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Встановлено, що деградовані території мають потенціал для надання широкого спектру екосистемних послуг - забезпечувальних, регулювальних, культурних та підтримувальних. Запропоновано напрями екологічного переформатування териконів із пріоритетним розвитком лісогосподарської, рекреаційної та санітарно-гігієнічної функцій, що сприятиме підвищенню екологічної стійкості ландшафтів та якості довкілля.

Результати екологічного оцінювання фітомеліоративної ефективності показали просторову нерівномірність розвитку рослинного покриву на породних відвалах, обумовлену фізико-хімічними властивостями субстрату та мікрорельєфом. Встановлено, що для підвищення ефективності природного відновлення необхідно орієнтувати фітомеліоративні заходи на ділянках з найнижчими показниками КФЕ, зокрема на вершині та південному схилі терикону. Отримані результати підкреслюють важливість урахування просторової гетерогенності техногенного середовища під час розробки рекомендацій щодо покращення екологічної реабілітації порушених земель.

Проведений кореляційно-регресійний аналіз вмісту важких металів у стічних водах терикону засвідчив статистично значущий вплив хімічного складу водного середовища на рівень фітомеліоративної ефективності рослинного покриву. Встановлено, що серед досліджуваних елементів саме кальцій чинить найбільш вагомий вплив на КФЕ, що підтверджується високим коефіцієнтом кореляції та значущістю у регресійній моделі. Отримані результати слугують основою для формування практичних підходів для оптимізації заходів та рекомендацій з екологічної реабілітації територій, порушених діяльністю вугільної промисловості.

Розроблено комплексні науково обґрунтовані рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки територій, трансформованих гірничою діяльністю, зокрема територій, прилеглих до вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Рекомендації базуються на результатах оцінювання фізико-хімічних властивостей субстратів, стічних вод, структурно-кількісних характеристик рослинного покриву, мікрокліматичних показників, а також на результатах кореляційно-регресійного аналізу. Запропоновано використання коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) як кількісного індикатора при прийнятті управлінських рішень та створення картографічної моделі просторового розподілу КФЕ для визначення пріоритетних ділянок фіторекультивациї.

ВИСНОВКИ

Проаналізовано теоретичні засади екологічного оцінювання техногенно трансформованих територій, зокрема у межах Червоноградського гірничопромислового району. Узагальнено сучасні наукові підходи щодо фіторекультивациї та фітомеліорації деградованих ландшафтів, у тому числі з урахуванням міжнародного досвіду.

Встановлено, що основними чинниками погіршення екологічного стану досліджуваного регіону є наявність значної кількості породних відвалів, забруднення ґрунтів і вод важкими металами, формування техногенного мікроклімату та деградація природних екосистем. Обґрунтовано актуальність використання екосистемного підходу до їхньої реабілітації.

Розроблено програму дослідницької діяльності, визначено об'єкт, предмет і методологічну схему досліджень. Відбір зразків проводився з різних типів порід, стічних вод, а також на основі оцінювання мікрокліматичних показників і стану рослинного покриву в межах техногенного навантаження.

Проведено комплексну оцінку фізико-хімічного стану довкілля, яка включає радіаційне забруднення, рівень освітленості, кислотність ґрунтів та вологість повітря. Досліджено структурно-кількісні та морфофункціональні характеристики фітоценозів териконів як показники фіторегенераційної здатності середовища.

Застосовано біоіндикаційні методи та кореляційно-регресійний аналіз для встановлення взаємозв'язків між вмістом забруднюючих речовин у субстратах і рівнем фітомеліоративної ефективності рослинного покриву.

Вперше запропоновано та апробовано використання коефіцієнта фітомеліоративної ефективності (КФЕ) як кількісного індикатора адаптаційного потенціалу рослин у процесі рекультивациї.

Створено картографічні моделі просторового поширення забруднюючих факторів і прогнозованих змін, а також фактичну картографічну модель

просторового розподілу КФЕ, що дозволяє виявити пріоритетні ділянки для фіторекультивациї.

Розроблено рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки Червоноградського гірничопромислового району, що передбачають інтеграцію КФЕ до системи екологічного моніторингу та нормативного оцінювання, активне впровадження екосистемного підходу, а також практичне використання дослідницьких результатів для екологічної реабілітації територій, порушених вугільною промисловістю.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абрамчук М. Ю. Система управління забезпеченням екологічної безпеки: організаційні, економічні та фінансові аспекти. Науковий вісник МНУ імені В. О. Сухомлинського. Економічні науки. 2022. № 1(4). С. 127–133.
2. Антоняк Г. Л., Багдай Т. В., Першин О. І., Бубис О. Є., Панас Н. Є., Олексюк Н. П. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів. *Біологія тварин*. 2015, 17(2). С. 9–24.
3. Барабан К. І. Дослідження екологічної структури деревної рослинності та визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності терикона шахти “Межирічанська” Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науково-практичний журнал Збалансоване природокористування*, №1/2025, с. 127-135, ISSN: 2310-4678, <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324368>.
4. Барабан К. І. Екологічна оцінка териконів вугільних шахт Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну та їх вплив на довкілля. *Екологічна безпека в умовах війни: Матер. V Міжнар. наук.-практ. конф.* (м. Львів, 21 листопада 2024 р.). 2024. С. 5–8.
5. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Аналіз моніторингу важких металів у шахтних водах гірничопромислових районах Львівсько-Волинського вугільного басейну (на прикладі шахти Межирічанська ДП «Львіввугілля» м. Червоноград). *Науково-практичний журнал Екологічні науки*, №6 (57), 2024, с. 127- 133, ISSN: 2664-6110
6. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Характеристика геохімічного складу стічних вод відвалів вугільних шахт. *Екологічна безпека та раціональне природокористування: Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених* (м. Житомир, 14 листопада 2024 р.). 2024. С. 133–134.
7. Барабан К. І., Мандрик О. М., Тирлич В. В., Кореляційно-регресійний аналіз впливу техногенних факторів на фітомеліоративну ефективність у межах Червоноградського гірничопромислового району, Міжнародна Карпатська Школа: весняна сесія (м. Косів, 1-5 травня 2025 р.). 2025. С. 120-124.

8. Барабан К. І., Приходько М. М. Аналіз зарубіжного досвіду з біорекультивациі порушених земель та териконів. Вплив виробництва, передачі, розподілу та використання електроенергії на навколишнє середовище: Зб. матер. Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 24-25 листопада 2022 р.). 2022. С. 124–126.

9. Барабан К. І., Приходько М. М. Біоіндикація дегастрованих ґрунтів в зоні впливу териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України*: Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф. студентів, аспірантів та молодих вчених (м. Харків, 2-3 листопада 2023 р.). 2023. С. 195–197.

10. Барабан К. І., Приходько М. М. Особливості впливу вугільної промисловості на компоненти довкілля та екологічна небезпека териконів. *Екологічна безпека держави*: Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів (м. Київ, 20 квітня 2023 р.). 2023. С. 35–36.

11. Барабан К. І., Приходько М. М. Оцінка стану, якості і техногенного навантаження на складові довкілля Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування*: Матер. Міжнар. наук. конф. за участю молодих науковців (м. Одеса, 21-22 вересня 2022 р.). 2022. С. 15–19.

12. Барабан К. І., Приходько М. М. Раціональне використання порушених земель вугільною промисловістю. *Стратегії та перспективи розвитку України: природокористування, економіка та інформаційна освіта*. Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 30 травня, 2023 р.). 2023. С. 75–77.

13. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Екосистемні послуги рекультивованих земель териконів. *Сталий розвиток Карпатського регіону: виклики та перспективи*. Між. «Карпатська школа–2023» (м. Київ, 22-23 лютого 2023 р.). 2023. С. 33–35.

14. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Оцінка перспективних екосистемних послуг планованої рекультивациі териконів

Львівсько-Волинського Вугільного басейну. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. Т. 14(1), 2023. С. 23–32. [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1\(27\)-23-32](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1(27)-23-32)

15. Барабан К. І., Приходько М. М., Вагилевич Т. В. Визначення вмісту радіоактивних речовин у ґрунтах в межах впливу терикона шахти №2 «Червоноградська». *The 64th International scientific and practical conference “Science and Education” (1-2 February, 2024)*. Pegas Publishing, Canada, Ottawa. 2023. С. 83–85.

16. Башуцька У. Б. Озеленення териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науковий вісник УкрДЛТУ: зб. наук.-техн. праць*. 2000. Вип. 10.2. С. 61–63.

17. Башуцька У. Б. Антропогенно-природні сукцесії рослинності деастрованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового регіону : дис. канд. с.-г. наук : 06.03.01. Львів, 2004. 214 с.

18. Бешлей З. М. Використання рослинних тест-систем для оцінки токсичності техногенно забруднених субстратів / З. М. Бешлей, С. В. Бешлей, В. І. Баранов, О. І. Терек. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія : Біологія*. 2014. Вип. 1. С. 100.

19. Бешлей, С. В., Баранов, В. І., Ващук, С. П. Оцінка токсичності субстратів відвалів вугільних шахт методом біотестування. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. Вип. 21.12. С. 98–102.

20. Босак П. В. Фізико-хімічні властивості стічних вод з технологічних відвалів Нововолинського гірничопромислового району. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2018. № 18. С. 117–124. <https://doi.org/10.32447/20784643.18.2018.13>

21. Босак П. В., Попович В. В. Еко-геоінформаційна технологія захисту довкілля від підтериконових вод Нововолинського гірничопромислового району. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2020, 4(31). С. 96–102 <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.4-31.14>

22. Босак П. В., Попович В. В. Екологічна небезпека підтериконових стічних вод Нововолинського гірничопромислового району EcoLab. Том 1: моногр. Львів: ЛДУБЖД, 2022. 231 с.
23. Босак П. В., Стокалюк О. В., Корольова О. Г., Попович В. В. Управління екологічною безпекою у проектах розвитку гірничопромислових комплексів. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2020, № 22. С. 5–11.
24. Бузило В. І., Павличенко А. В. Екологічні та техногенні наслідки ліквідації вугільних шахт. Розробка родовищ. 2014. Т. 8. С. 535–540
25. Бучацька Г. М. Гідрогеологічні умови та гідрогеохімічна зональність Львівсько-Волинського вугільного басейну. Вісник Львівського університету. Серія геологічна. 2009. Вип. 23. С. 175–183.
26. Ваганов І. І., Маєвська І. В., Попович М. М. Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища: навчальний посібник. Вінниця: ВНТУ, 2013. 267 с.
27. Вакерич М. М., Кишко К. М., Гедзур Т. І., М. Ю. Глюдзик-Шемота Грунтознавство. Навчально-методичний посібник: Ужгород, 2022. 94 с.
28. Висоцький С. П., Козир Д. А. Контроль екологічного стану породних відвалів. Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури. 2018. 3(131). С. 12–18.
29. Войтович С. П. Геохімія шахтних вод Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну (на прикладі Червоноградського гірничопромислового району) : дис. канд. геол. наук : 04.00.02. Київ, 2017. 245 с.
30. Войтович С. П. Еколого-гідрогеохімічне районування Червоноградського гірничопромислового району. Геологія і геохімія горючих копалин. 2015. 1-2. С. 161–173.
31. Волощишин А. І., Попович В. В. Босак П. В. Екологічний стан природно-технічних геосистем ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну EcoLab. Том 3 : монографія. Львів : ЛДУБЖД, 2024. 214 с.

32. Волощишин А. І., Попович В. В. Босак П. В. Екологічний стан природно-технічних геосистем ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну EcoLab. Том 3 : монографія. Львів : ЛДУБЖД, 2024. 214 с.
33. Генеральний план міста Червоноград (Проект змін до генерального плану м. Червонограда Львівської області). Основні положення. Шептицька міська рада. URL: <https://chervonograd.golos.net.ua/files/pdf/956.pdf>.
34. Геник Я. В. Ревіталізація антропогенно порушених екосистем: методологічні та технологічні аспекти. Науковий вісник НЛТУ України. 2016. Вип. 26.8. С. 180–185. <https://doi.org/10.15421/40260828>
35. Геник Я. В., Дида А. П. Рекультивація. Львів: ННВК, АТБ, 2019. 288 с.
36. Голубець М. А. Вступ до геосоціосистемології. Львів : Поллі, 2005. 199 с.
37. Горелов О. М. Біолого-морфологічні основи концепції фітогенного поля : автореф. дис. д. с.-г. наук : 03.00.05. Київ, 2014. 42 с.
38. Горобей М. С., Улицький О. А., Бойко К. Є., Клименко О. О. Аналіз результатів досліджень техногенного забруднення довкілля територій навколо вуглевидобувних підприємств. Науково-практичний журнал Екологічні науки. 2020. Т. 33, № 6. С. 57–61 <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.6-33.8>
39. Гриб Й. В., Петрук А. М., Борщевська І. М., Войтишина Д. Й., Михальчук М. А. Біоіндикація стану водного середовища у комплексному оцінюванні токсичності слабопроточних водойм. Bulletin National University of Water and Environmental Engineering. 2024. Т. 2, № 102. С. 31–50. <https://doi.org/10.31713/vs220233>
40. ДБН В.2.5-28:2018 «Природне і штучне освітлення» [Електронний ресурс] : затв. наказом Мінрегіону України від 03.10.2018 № 264, чинний з 01.03.2019. – Київ : Мінрегіон України ; ДП «Укрархбудінформ», 2018. – 137 с.
41. Деякі питання функціонування державної системи моніторингу довкілля та її підсистем : Постанова Каб. Міністрів України від 13.06.2024 № 684. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/684-2024-п#Text>

42. Дідух Я. П. Основи біоіндикації: Київ: Наукова думка, 2012. 361 с.
43. ДСТУ 7244:2011. Якість ґрунту. Спеціальні сировинні зони. Визначення забруднення ґрунтів. – [Чинний від 2012-01-01]. – Київ: Держспоживстандарт України, 2012. – 10 с.
44. ДСТУ 7679:2015. Метрологія. Державна повірочна схема для засобів вимірювання вологості газів. – Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2016. – 15 с.
45. ДСТУ 8346:2015. Якість ґрунту. Методи визначення питомої електропровідності, рН і щільного залишку водної витяжки. – Київ : УкрНДНЦ, 2017. – 10 с.
46. ДСТУ EN ISO 11269-2:2022 (ISO 11269-2:2012, IDT) Якість ґрунту. Визначення впливу забруднювальних речовин на флору ґрунту. Частина 2: Вплив забрудненого ґрунту на проростання та ранній ріст вищих рослин. Національний стандарт України
47. ДСТУ ISO 10381-5:2009. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 5. Настанови з процедури дослідження міських і промислових ділянок щодо забрудненості ґрунту. – Київ : Держспоживстандарт України, 2010. – 21 с.
48. ДСТУ ISO 5667-10:2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод (ISO 5667-10:1992, IDT). – Київ : Держспоживстандарт України, 2006. – 24 с.
49. ДСТУ ISO 5667-6:2001. Настанови щодо відбирання проб поверхневих та стоячих вод. – Київ : Держстандарт України, 2001. – 18 с.
50. ДСТУ ISO 8756:2008. Якість повітря. Оброблення даних за температурою, тиском та відносною вологістю (ISO 8756:1994, IDT). – Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2009. – 8 с.
51. ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019. Охорона довкілля. Якість ґрунту. Загальні вимоги до відбирання проб (IDT ГОСТ 17.4.3.01-2017). – Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2019. – 9 с.
52. Екодія. Управління териконами: аналітичний звіт щодо рекультивації земель. Київ: ГО «Екодія», 2024. 42 с. URL: <https://ecoaction.org.ua/analytics-upravlinnya-terykonamy>

53. Екологічне управління : підручник / ред. В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін. Київ : Либідь, 2017. 432 с.
54. Екологічний моніторинг довкілля. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України – офіційний сайт. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/ekologichnyj-monitoryng-dovkillya/>.
55. Екологічний паспорт Львівської області за 2020-2023 рр. *Департамент екології та природних ресурсів Львівської обласної Державної адміністрації*. URL: <https://deplv.gov.ua/ekologichnyj-pasport/>
56. Зорін Д. О. Географічні інформаційні системи екологічної безпеки. Навчальний посібник. Івано-Франківськ : Супрун В. П., 2016. – 181 с.
57. Іванов Є. А. Еколого-ландшафтознавчий аналіз гірничопромислових територій (на прикладі Львівської області): автореф. дис. ... канд. геогр. наук. : 11.00.11. Київ, 2001. 14 с.
58. Іванов Є., Ковальчук І. Аналіз структури землекористування і прояву небезпечних природно-антропогенних процесів в межах Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну за допомогою ГІС-технологій. Тернопіль: Тайп. 2010. Вип. 1(27). С. 182–189.
59. Іванов, Є. А., Андрейчук, Ю. М., & Книш, І. Б. (2018). Ландшафтно-екологічні основи рекультивації породного терикону шахти “Візейська”. *Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування*. Львів, 2, 68–74.
60. Книш І. Б. Перспективи використання відходів вугільної промисловості Львівщини як нової мінеральної сировини. *Вісник Львівського університету. Серія геологічна*. 2006. Вип. 20. С. 111–123.
61. Колесник Н. Л. Важкі метали в екосистемі ставів та їх вплив на рибопродуктивність і харчову цінність риби в умовах інтенсивного вирощування: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с-г. наук. : 06.02.03. К., 2012. 26 с.
62. Копій М. Л., Марутяк С. Б., Копій Л. І. Аналіз морфологічної структури та хімічного складу порушених ґрунтів у межах Новороздільського

ДГХП «Сірка». *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. Вип. 26.4. С. 212–219.
<https://doi.org/10.15421/40260432>

63. Кузик І. М. Вплив породних відвалів шахт на компоненти довкілля та визначення можливостей щодо його зменшення. *Екологія і природокористування*. 2012. Вип. 15. С. 23–37.

64. Кучерявий В. П. Урбоекологія: Львів: “Новий світ-2000”, 2020. 460 с.

65. Кучерявий В. П. Фітогенне поле і фітомеліорація: питання теорії та практики. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. Т. 26, № 7. С. 15–24.

66. Кучерявий В. П., Генік Я. В., Дида А. П., Колодко М. М. Рекультивация та фітомеліорація : навчально-методичний посібник. — Львів : ГАФСА, 2006. — 116 с.

67. Кучерявий В. П., Пархуць Л. В., Фітак М. М. Фітомеліоративна ефективність рослинного покриву гірських урбанізованих територій. *Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць*. Львів : РВВ НЛТУ України, 2012. Вип. 22.14. С. 9–14.

68. Кучерявий В. П., Попович В. В. Про геоекологічні проблеми реструктуризації шахт Нововолинського гірничопромислового регіону. *Пожежна безпека*. 2008. № 12. С. 111–116.

69. Кучерявий В.П. Урбоекологія / В.П. Кучерявий. – Львів : Світ, 2001. – 400 с.

70. Лабораторія моніторингу вод Західного регіону. Дністровське басейнове управління водних ресурсів. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://vodaif.gov.ua/>

71. Луньова О. В. Бойко К. Е. Методика оцінки ризику забруднення підземних вод р. Сіверський Донець. *Геотехнічна механіка*. 2020, Вип. 150. С. 15–23. <https://doi.org/10.15407/geotm2020.150.015>

72. Луньова О. В. Особливості формування техноекосистем вугільних родовищ та оцінка екологічних ризиків. *Геотехнічна механіка*. 2019. № 149. С. 58–67. <https://doi.org/10.15407/geotm2019.149.058>

73. Мазур А. Ю., Кучеревський В. В. Роль Криворізького ботанічного саду в озелененні та рекультивації порушених земель Кривбасу. *Наук. вісн. УкрДЛТУ* : 36. наук.-техн. праць. Львів: УкрДЛТУ, 2001. Вип. 11.5. С. 193–199.
74. Мандрик В. О. Фітомеліорація земель, порушених гірничодобувною галуззю у Львівсько-Волинському вугільному басейні. *Заповідна справа в Галичині, на Поділлі та Волині. Науковий вісник*. 2014. 14 (8). С. 412–416
75. Мандрик О. М., Барабан К. І., Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності як індикатор стану техногенно порушених територій. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. X Міжнародний молодіжний конгрес. (м. Львів, 27-28 березня 2025 р.)* 2025. С. 290
76. Мандрик О. М., Охарев В. О., Триснюк Т. В., Михайлюк Р. Й. Моніторинг забруднення басейну Дністра внаслідок підтоплень та інших надзвичайних ситуацій. *Екологічна безпека та природокористування*. 2022. 43(3). С. 35–42. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.35-42>
77. Мануїлова Г. М. Фітомеліорація девастрованих ландшафтів в умовах Львівщини : автореф. дис. канд. с.-г. наук : 06.03.01. Львів, 2005. 18 с.
78. Манько А. М. Деякі проблеми функціонування депресивних гірничодобувних районів України (на прикладі Львівсько-Волинського вугільного басейну). *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2004. Вип. 30. С. 184–187.
79. Мариненко В. О. Повноваження органів місцевого самоврядування у сфері охорони навколишнього природного середовища. *Університетські наукові записки*. 2022. № 3. С. 421–425.
80. Масюк О. М., Новіцький Р. О., Листопадський М. А., Махіна В. О. Техногенні ландшафтні утворення на породних відвалах шахт як рефугіуми для раритетних видів рослин і тварин. *Український журнал природничих наук*. 2021. №4. С. 160–176. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.4.2023.17>
81. Матеріали з гігієнічного та екологічного обґрунтування можливості використання двох типів відходів вуглезбагачення (породи, тонкі відходи) і

шлаків збагачувальної фабрики ЦЗФ “Червоноградська” в цегельній, цементній, будівельній та інших галузях промисловості. Львів, 2008. 23 с.

82. Медведєв В. В. Моніторинг ґрунтів України: Харків, 2002. 428 с.

83. Міронова Н. Г. Фітомеліорація техногенних водойм Малого Полісся: автореф. дис. докт. с.-г. наук : спец. 06.03.01 «Лісові культури та фітомеліорація». Львів, 2015. 40 с.

84. Мішенін Є. В., Дегтярь Н. В. Економіка екосистемних послуг: теоретико-методологічні основи. *Маркетинг і менеджмент інновацій*. 2015 № 2. С. 243–257.

85. Мовчан Я. І. Оцінка екологічного ризику погіршення сучасного стану урбанізованих територій. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. 2020. № 19(63). С. 37–41.

86. Мудрак О. В., Магдійчук А. П. Водно-фізичні властивості ґрунту як чинник формування фітоценотичного покриву дегазованих земель. Збалансоване природокористування. 2021. №4. С. 91–99 <https://doi.org/10.33730/2310-4678.4.2021.253092>

87. Музиченко О., Ліщук С., Караїм О. Екологічна структура флори породних відвалів шахт Нововолинського гірничопромислового району. Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія: Біологічні науки. 2020. Вип. 2, № 390. С. 38–45. <https://doi.org/10.29038/2617-4723-2020-390-2-38-44>

88. НРБУ-97. Норми радіаційної безпеки України. – Затв. наказом Міністерства охорони здоров'я України від 01.12.1997 № 208. – Київ, 1998. – 132 с.

89. Павличенко А. В. Ідентифікація екологічних ризиків, що виникають на різних етапах функціонування вугледобувних підприємств. Геотехнічна механіка, 2015, № 124. С. 280–288.

90. Павличенко А. В., Гайдай О. А., Фірсова В. Е., Лампіка Т. В. Дослідження властивостей, структурних зв'язків і будови дисперсних систем з

вугільних шламів // Збірник наукових праць Національного гірничого університету. — Дніпро, 2021. — № 64. — С. 154–165.

91. Павличенко А. В., Коваленко А. А. Дослідження екологічних наслідків розміщення вугледобувних підприємств у навколишньому середовищі. Розробка родовищ. 2014. Т.8. С. 498–507.

92. Павличенко А.В. Дослідження екологічних наслідків розміщення вугледобувних підприємств у навколишньому середовищі / А.В. Павличенко, А.А. Коваленко. [Електронний ресурс]. — Доступний з <http://rr.nmu.org.ua/pdf/2014/20140926-68.pdf>

93. Павлюк К.В. Методичні підходи до розроблення нормативів і оцінки науководослідницької праці на основі багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу. Наукові праці НДФІ. 2020. №3(92). С. 5–19. URL: <https://doi.org/10.33763/npndfi2020.03.005>

94. Панас Р. М. Рекультивація земель. Навчальний посібник. Вид., 2-ге стереотипн: Львів: Новий Світ, 2007. 224 с.

95. Піндер В. Ф., Попович В. В., Босак П. В. Рекультиваційні заходи зниження техногенного впливу породних відвалів вугільних шахт на довкілля EcoLab. Том 2 : монографія. Львів : ЛДУБЖД, 2023. 245 с.

96. Піндер В. Ф. Фітомеліорація та рекультивація териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *New Horizons: Achievements of Various Branches of Science. Proceedings of 1st International Scientific Conference. Morrisville, Lulu Press.* 2016. 148–151.

97. Побережський А., Бучинська І., Шевчук О., Мукан Т. «Гірничовидобувний комплекс Львівсько-Волинського вугільного басейну та його вплив на екосистему регіону». Геологія і геохімія горючих копалин, № 3 (180), 2019, с. 52–59. DOI: 10.15407/ggcm2019.03.052

98. Позняк С. П., Телегуз О. Г. Антропогенні ґрунти. Навчальний посібник: Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2021. 200 с.

99. Попович В. В. Вплив кліматичних умов на розвиток рослинності техногенних ландшафтів Малого Полісся у зимовий період. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Вип. 19.3. С. 37–42.
100. Попович В. В. Девастровані ландшафти, їх небезпека для навколишнього середовища та проблеми фітомеліорації. Збірник наукових праць Пожежна безпека. 2006. № 9. С. 132–134.
101. Попович В. В. Терикони Нововолинського гірничопромислового району та їхній вплив на довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Т. 19, № 15. С. 136–140.
102. Попович В. В. Фітомеліорація згасаючих териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну: моногр. Львів: ВР та НВД ЛДУБЖД, 2014. 174 с.
103. Попович В. В., Волощишин А. І. Аеротехногенне забруднення довкілля в зоні вуглевидобування. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. IV Міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 26 бер. 2021 р.). 2021. С. 131–132.
104. Попович В. В., Волощишин А. І. Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України : Зб. матеріалів I Всеукр. наук. конф. Миколаїв : Видавець Торубара В.В., 2018. С. 86–87
105. Попович В. В., Волощишин А. І. Фітомеліорація породних відвалів шахт у межах впливу Львівсько-Волинського вугільного басейну. Збірник наукових праць Національного гірничого університету. 2018. № 54. С. 377–394.
106. Попович В. В., Волощишин А. І., Попович Н. П. Теоретичні та практичні аспекти екологічної логістики відходів. Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: Матер. III Круглого столу (м. Львів, 11 травня 2018 року). 2018. М. Львів. С. 57–61.
107. Попович В. В., Підгородецький Я. І., Піндер В. Ф. Типологія териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. Вип. 26(8). С. 238–243. <https://doi.org/10.15421/40260837>

108. Попович В. В., Попович Н. П., Волощишин А. І. Девастровані ландшафти та їх вплив на регіональну екологічну безпеку. Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: Зб. матер. IV Круглого столу (м. Львів, 17 травня 2019 року). 2019. М. Львів. С. 72–76.

109. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» від 19.09.2018 № 758 // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. — Режим доступу: zakon.rada.gov.ua (дата звернення: 09.06.2025)

110. Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021. Про затвердження нормативів гранично допустимого вмісту небезпечних речовин у ґрунтах: Постанова Кабінету Міністрів України від 15 грудня 2021 р. № 1325. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1325-2021-p#Text>

111. Приходько М. М. Теоретико-методологічні основи екологічної безпеки геосистем. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: географія. 2012. № 1(31). С. 179–191.

112. Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля : Постанова Каб. Міністрів України від 30.03.1998 № 391 : станом на 26 верес. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/391-98-p#Text> (дата звернення: 10.02.2025).

113. Про схвалення Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року : Розпорядж. Каб. Міністрів України від 20.10.2021 № 1363-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-p#Text>

114. Регіональна доповідь про стан НПС у Львівській області за 2020-2023 рр. Департамент екології та природних ресурсів Львівської обласної Державної адміністрації. URL: <https://deplv.gov.ua/regionalna-dopovid-pro-stan-nps>

115. Рудько Г. І., Плахотній С. А. Екологічна безпека вугільних родовищ донецького вугільного басейну. Науково-практичний журнал Екологічні науки. 2015. Т. 9, № 2. С. 121–129

116. Слободян В. О. Біоіндикація: Навчальний посібник. Ін-т менедж. та економіки "Гал. Акад.". Івано-Франківськ: Полум'я, 2004. 194 с.
117. Стойко С. А. Екологічні засади формування в Україні лісів, наближених за ценотичною структурою до природних фітоценозів. Лісове госп-во, лісова, паперова і деревообробна пром.-сть. Львів, 2006. Вип. 30. С. 160–166.
118. Стратегія з питань екологічної збалансованості розвитку ОТГ Асоціації міст України на період до 2030 р. Новини Асоціація міст України. URL: https://www.auc.org.ua/sites/default/files/strategiya_ekolog.pdf.
119. Тверда О.Я., Косяк І.В. Обґрунтування вибору рослинних тест-систем для оцінки токсичності ґрунтів прилеглих територій гранітних кар'єрів. Геоєкологія та охорона праці. 2017. № 33. С. 69–71.
120. Триснюк В. М. (Trysnyuk V. M.), Зорін Д. О. (Zorin D. O.), Волинець Т. В. (Volynets T. V.). Інформаційні системи мобільного екологічного моніторингу Дністровського каньйону. Телекомунікаційні та інформаційні технології. 2024. № 2(83). с. 60-67. DOI: 10.31673/2412-4338.2024.027280
121. Фурдичко О. І, Бойко А. Л. Екологічна безпека агропромислового виробництва: моногр. К.: ДІА, 2013. 416 с.
122. Шевченко Л. М. Геохімічний аспект проблем природокористування у гірничопромислових ландшафтах України. Український географічний журнал. 2004. № 4. С. 19–23.
123. Якушев Д. В. Екологічна політика: стратегічне управління сталим розвитком території. Політикус. 2023. Вип. 5. С. 127–130.
124. Яцух О. М., Снітинський В. В. Особливості територіального розподілу важких металів у зоні впливу відвалу Червоноградської шахти. Науковий вісник ЛНУВМБТ ім. С.З. Ґжицького. 2011. Т. 13, № 2(48). С. 190–195
125. Adamenko O., Adamenko Ya., Mandryk O., Mishchenko L. Landscape and geochemical principles of environmental safety in the Carpathian Region. Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering. Baia Mare. 2014. Vol. 28, Iss. 1. 73–84.

126. Allan, J. M., Guêné-Nanchen, M., Rochefort, L., Douglas, D. J. T., & Axmacher, J. C. (2023). Ecological restoration research in Canada: who, what, where, when, why, and how. *FACETS*, 8(1), 1–25. <https://doi.org/10.1139/facets-2022-0157>
127. Baraban K. I. Environmental pollution caused by coal mines in the Chervonohrad mining district. *International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024)*. Scholarly Publisher ICSSH, 2024. P. 19–22.
128. Baraban K., Prykhodko M. Ecological Safety of Soils from Abandoned Mines of the Lviv-Volyn Coal Basin (on the Example of Chervonohrad Mining and Industrial District). *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 25(11), 2024. 241–250. <https://doi.org/10.12912/27197050/192735>
129. Bernhardt, E. S., Lutz, B. D., King, R. S., Fay, J. P., Carter, C. E., Helton, A. M., Campagna, D., & Amos, J., How Many Mountains Can We Mine? Assessing the Regional Degradation of Central Appalachian Rivers by Surface Coal Mining., *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(15), 8115–8122. DOI: 10.1021/es301144q
130. Bosak P. Spontaneous combustion of coal mine dumps in the Novovolynsk mining industrial area. The second round table: Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes. March 29, 2019 Lviv, LSULS. P. 3–4.
131. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Dudyn R. Environmental impact and toxicological properties of mine dumps of the Lviv-Volyn Coal basin. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2020. Vol. 4, no. 440. 48–54. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.30>
132. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Marutyak S. Features of seasonal dynamics of hazardous constituents in wastewater from colliery spoil heaps of Novovolynsk mining area. *News of the National academy of sciences of the Republic of Kazakhstan. Series of Geology and Technical Sciences*. 2020. Vol. 5, no. 443. 39–46. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.102>.

133. Brodny J., Tutak M. Challenges of the polish coal mining industry on its way to innovative and sustainable development. *Journal of Cleaner Production*. 2022. 375, 134061 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134061>
134. Brown L. F., Jackson L. F. Reclamation of the Urad Naloboleum mine. *Miner and Environ. Empire. Colorado*, 1984. V. 6, № 2. P. 77–82.
135. Burger J. A. Sustainable mined land reclamation in the eastern US coalfields: A case for an ecosystem reclamation approach. In *Proceedings of the National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation*, Bismark, ND, USA, 2011. 15, 113–141.
136. Chmielewska M., Chmielewski S. Revitalisation of spoil tips and socio-economic polarisation – a case study of Ruhr area, Germany // *Environmental & Socio-economic Studies*. – 2015. – Vol. 3, No. 3. – P. 1–9. – DOI: 10.1515/environ-2015-0021.
137. Chmielewska M., Otto M. The contemporary role of spoil tips in the landscape of Ruhr Metropolis // *Współczesna rola hałd w krajobrazie Metropolii Ruhrt*. Katowice: University of Silesia Repository, 2014. URL: <https://rebus.us.edu.pl/handle/20.500.12128/3450>
138. COP29 Declaration on Reducing Methane from Organic Waste [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://cop29.az/en/pages/cop29-declaration-on-reducing-methane-from-organic-waste>
139. Ender M., Beyza S. G., Meric, K. Natural plant revegetation on reclaimed coal mine landscapes in Agaccli-Istanbul. *African Journal of Biotechnology*. 2011. Vol. 10(16). 3248–3259. <https://doi.org/10.5897/AJB10.2499>
140. Fraunhofer quantifies German floating PV potential [Електронний ресурс] // Bayern Innovativ. – Режим доступу: <https://www.bayern-innovativ.de/en/detail/fraunhofer-quantifies-german-floating-pv-potential>
141. Gibson, L. J. (1976). Reclamation of Waste Heaps in the Black Country. Aston University. [Електронний ресурс] – Режим доступу: https://publications.aston.ac.uk/id/eprint/40632/1/Gibson_Leslie_James._1976_reduced_.pdf

142. Hayes A., Anderson S. Correlation. Investopedia. 2021. URL: <https://www.investopedia.com/terms/c/correlation.asp>
143. Hüttl R.F., Weber E. Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. [Электронный ресурс] // ResearchGate. –<https://www.researchgate.net/publication/248412304>
144. Impacts of Reclaimed Opencast Coal-Land on Headwater Ecosystem Services [Электронный ресурс] // ResearchGate. – Режим доступа: https://www.researchgate.net/publication/316112902_Impacts_of_Reclaimed_Opencast_Coal-Land_on_Headwater_Ecosystem_Services
145. Jennings, L. L., Ossanna, L. Q. R., Theilmann, M. L., Fontana, C. G., Neilson, J. W., & Maier, R. M., Biogeophysical Soil Constituents Associated with Revegetation Success of Reclaimed Mine Tailings in Southern Arizona. AGU Fall Meeting Abstracts, 2019, B21F-2381.
146. Kirin R. Statutory and regulatory requirements in the process of mineral mining in Ukraine. Review and analysis. Mining of Mineral Deposits. 2019. 13(2). 59–65. <https://doi.org/10.33271/mining13.02.059>
147. Kochmar I., Karabyn V., Stepova K., Stadnik V., Sozanskyi M. Thermal Impact on Heavy Metal Bioavailability in Burnt Rocks of Waste Heap of Chervonohradska Coal-preparation Plant (Lviv Region, Ukraine). Geomatics and Environmental Engineering. 2024. Vol. 18, no. 1. P. 117–133. <https://doi.org/10.7494/geom.2024.18.1.117>
148. Kumari M., Bhattacharya T. A review on bioaccessibility and the associated health risks due to heavy metal pollution in coal mines: Content and trend analysis. *Environmental Development*. 2023. 46, 100859. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2023.100859>
149. Larson L. N., Reclamation of Coal Mining Operations: Select Issues and Legislation. Congressional Research Service, 2020, <https://crsreports.congress.gov/product/details?prodcode=R46610>
150. Lechner A.M., Kassulke O., Unger C. Spatial assessment of open cut coal mining progressive rehabilitation to support the monitoring of rehabilitation liabilities.

Resources Policy. 2016. Vol. 50. 234–243.
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.10.009>

151. Legwaila I.A., Lange E., Cripps J. Quarry reclamation in England: A review of techniques. *Journal American Society of Mining and Reclamation*. 2015. 55–79. <https://doi.org/10.21000/jasmr15020055>

152. Macyk, T., *Reclamation of Surface Mined Coal Lands in Western Canada*. Reclamation Research Technical Advisory Committee Report, Alberta, Canada, 2000.

153. Macyk, T., *Thirty Years of Reclamation Research in the Alpine and Subalpine Regions in Alberta, Canada*. Canadian Land Reclamation Association, 2000., <https://www.cclmportal.ca/resource/thirty-years-reclamation-research-alpine-and-subalpine-regions-alberta-canada>

154. Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A., Bezirtzoglou E. Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review // *Frontiers in Public Health*. — 2020. — Vol. 8. — Article 14. — Available at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpubh.2020.00014/full>

155. Martínez C.E., Fernández-Santos B. Natural revegetation on topsoiled mining spoils according to the exposure of the slopes in the Cévennes National Park (France). *Comptes Rendus Biologies*. 2005. Vol. 328, no. 10–11. P. 893–902. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2005.09.003>

156. Massacci G., Rossi F.M., Massacci M.M. Environmental reclamation of limestone mining sites in Italy. *Resources Policy*. 2023. DOI: 10.1016/j.resourpol.2023.103497

157. Nadudvari A., Abramowicz A., Ciesielczuk J., Cabala J., Misz-Kennan M., Fabianska M. 2021. Self-heating coal waste fire monitoring and related environmental problems: case studies from Poland and Ukraine. *Journal of Environmental Geography*. 2021. 14(3-4), 26–38. <https://doi.org/10.2478/jengeo-2021-0009>

158. Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement (OSMRE). Appalachian Regional Reforestation Initiative (ARRI), <https://www.osmre.gov/programs/arri>

159. Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement. (2019). Excellence in Surface Coal Mining Reclamation Award Recipients. Retrieved from <https://osmre.gov/programs/excellence-in-surface-coal-mining-reclamation-award-recipients>
160. Petlovanyi M., Kuzmenko O., Lozynskyi V., Popovych V., Sai K., Saik P. Review of man-made mineral formations accumulation and prospects of heir developing in mining industrial regions in Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2019. Vol. 13, no. 1. P. 24–38. <https://doi.org/10.33271/mining13.01.024>
161. Petlovanyi, M., Lozynskyi, V., Zubko, S., Saik, P., Sai, K. The influence of geology and ore deposit occurrence conditions on dilution indicators of extracted reserves. *Rudarsko Geolosko Naftni Zbornik*. 2019. 34(1). 83–91. <https://doi.org/10.17794/rgn.2019.1.8>
162. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., Voloshchyshyn A., Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3, no. 1. 53–58.
163. Popovych V. V., Voloshchyshyn A. I. Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. 75(3). 33–45. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.75.3.23323>.
164. Popovych V. V., Voloshchyshyn A. I., Tyndyk O. S., Menshykova O. V., Shuplat T. I., Bosak P. V. Monitoring of heavy metals migration into edaphic horizons of coal mine dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022, 14(2). 63–74.
165. Popovych V., Bosak P., Dumas I., Kopystynskyi Yu., Pinder V. Ecological successions of phytocenoses in the process of formation of the phytomeliorative cover of landfills. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2023. 1269, 012011. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1269/1/012011>
166. Popovych V., Bosak P., Petlovanyi M., Telak O., Karabyn V., Pinder V. Environmental safety of phytogenic fields formation on coal mines tailings. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology*

and Technical Sciences. 2021, 2(446). P. 129–136.
<https://doi.org/10.32014/2021.2518-170x.44>

167. Popovych V., Petlovanyi M., Henyk Y., Popovych N., Bosak P. Efficiency of vegetative reclamation of coal spoil heaps. *Ecological Engineering & Environmental Technology.* 2022, 23(1). P. 172–177. <https://doi.org/10.12912/27197050/143137>

168. Popovych V., Stepova K., Voloshchyshyn A., Bosak P. Physico-chemical properties of soils in Lviv Volyn coal basin area. *E3S Web of Conferences.* 2019. 105, 02002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910502002>

169. Popovych V., Voloshchyshyn A. Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of geology and technical sciences.* 2019. 4(436). 230–237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118>

170. Popovych V., Voloshchyshyn A., Bosak P., Popovych N. Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.* 2021, 915(1) 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001>

171. Popovych V., Voloshchyshyn A., Lysyi N., Petlovanyi M., Shuplat T. Natural phytomelioration processes on rock dumps of abandoned coal mines (Ukraine). *Rudarsko-geološko-naftni zbornik.* 2024. 39(5). 63–73. <https://doi.org/10.17794/rgn.2024.5.4>

172. Popovych V., Voloshchyshyn A., Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering.* 2019. 123, 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035>

173. Prach K., Frouz J., Řehounková M. Reclamation Success in Post-Mining Landscapes in the Czech Republic: A Review of Pedological and Biological Studies. [Електронний ресурс] // ResearchGate. – Режим доступу: https://www.researchgate.net/publication/284410897_Reclamation_success_in_post_mining_landscapes_in_the_Czech_Republic_a_review_of_pedological_and_biologic_al_studies

174. Prykhodko M., Arkhypova L., Horal L., Kozhushko S. Concept of ecosystem services and its implementation in Ukraine. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. Vol. 29(2). 387–397. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/112034>
175. Reclamation of Coal Mining Operations: Select Issues and Legislation. Congressional Research Service. 2021. URL: <https://crsreports.congress.gov/product/details?prodcode=R46610>
176. Restoration of Ecosystem Services in Post-Mining Areas: A Recovery [Електронний ресурс] // RECOVERY project. – 2022. – Режим доступу: <https://recoveryproject.uniovi.es/wp-content/uploads/2023/07/WMC-Manuscript-RECOVERY-28.10.2022.pdf>
177. Saik P., Petlovanyi M., Lozynskyi V., Sai K., Merzlikin A. Innovative Approach to the Integrated Use of Energy Resources of Underground Coal Gasification. *Solid State Phenomena*. 2018. Vol. 277. 221–231. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/ssp.277.221>
178. Silva L.C.R., Lambers H. Soil-plant-atmosphere interactions: Structure, function, and predictive scaling for climate change mitigation. *Plant and Soil*. 2021. 461, 5–27 <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04427-1>
179. Singh, A. K., Tiwary, R. K., Sinha, S. K. Anthropedogenesis in Coal Mine Overburden; The Need for a Holistic Approach. *Science of The Total Environment*, 2023. Vol. 883. Article 163417.
180. Skousen J., Zipper C.E. Post-mining policies and practices in the Eastern USA coal region. *International Journal of Coal Science & Technology*. 2014. 1, 135–151. <https://doi.org/10.1007/s40789-014-0021-6>
181. Skrobala V., Popovych V., Pinder V. Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Mining of Mineral Deposits*. 2020. Vol. 14, no. 2. P. 119–127. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.119>

182. Terekhov Ye., Litvinov Yu., Fenenko V., Drebenstedt C. Management of land reclamation quality for agricultural use in opencast mining. *Mining of Mineral Deposits*. 2021. 15(1), 112–118. <https://doi.org/10.33271/mining15.01.112>
183. Tymchuk I., Malovanyy M., Shkvirko O., Chornomaz N., Popovych O., Grechanik R., Symak D. Review of the Global Experience in Reclamation of Disturbed Lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, no. 1. 24–30. <https://doi.org/10.12912/27197050/132097>
184. U.S. Department of the Interior. Bipartisan Infrastructure Law: Ecosystem Restoration Projects., <https://www.doi.gov/priorities/investing-america-s-infrastructure/ecosystem-restoration/projects>
185. Ulytskiy O., Yermakov V., Lunova O., Miliekhin P. Development of an algorithm for classifying potentially hazardous objects by industry sectors and their impact on the environment. *Environmental sciences*. 2019. 1(24), 12–19. <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-2-3>
186. Voloshchyshyn A., Popovych V. Impact of coal-mining waste burning on the environment. Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table, Lviv, March 29, 2019. P. 37–39.
187. Watson B., Lange I., Linn J. Coal demand, market forces, and U.S. coal mine closures. *Economic Inquiry*. 2023. 61.1, 35–57. <https://doi.org/10.1111/ecin.13108>
188. Welch C., Barbour S.L., Hendry M.J. The geochemistry and hydrology of coal waste rock dumps: a systematic global review. *Science of The Total Environment*. 2021. 795, 148798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148798>
189. Wenzel W.W., Wieshammer G., Fitz W.J., Puschenreiter M. The copper spoil heap Knappenberg, Austria, as a model for metal habitats – Vegetation, substrate and contamination. [Електронний ресурс] // ResearchGate. – Режим доступу: https://www.researchgate.net/publication/303094643_The_copper_spoil_heap_Knappenberg_Austria_as_a_model_for_metal_habitats_-_Vegetation_substrate_and_contamination

190. Woch M.W., Radwańska M., Stanek M., Łopata B., Stefanowicz A.M. Relationships between waste physicochemical properties, microbial activity and vegetation at coal ash and sludge disposal sites. *Science of The Total Environment*. 2018. 642, 264–275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.038>
191. Woch M.W., Tandy S., Schulin R., Nowack B. Field scale phytoremediation experiments on a heavy metal and radionuclide contaminated site in Eastern Germany // *Science of the Total Environment*. – 2013. – Vol. 463–464. – P. 862–871. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.080
192. Xiao, W., Deng, X., He, T., & Chen, W. (2020). Mapping annual land disturbance and reclamation in a surface coal mining region using Google Earth Engine and the LandTrendr algorithm: A case study of the Shengli Coalfield in Inner Mongolia, China. *Remote Sensing*, 12(10), Article 1612. <https://doi.org/10.3390/rs12101612>
193. Yang W., He S. Coal mine safety management index system and environmental risk model based on sustainable operation. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*. 2023. 53, 102721 <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102721>
194. Younger P. L., Banwart S. A., Hedin R. S., Coal Mine Site Reclamation. https://www.researchgate.net/publication/337487243_Coal_mine_site_reclamation
195. Zijing Lu, Hengshuang Wang, Zhixiang Wang, Jiazhi Liu, Yinta Li, Ling Xia, Shaoxian Song, Critical steps in the restoration of coal mine soils // *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 920. 168186. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.168186.
196. Zorin, D. (2024). Assessment of the ecological status of soil cover and design of environmental monitoring in the Ivano-Frankivsk urban community. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*, 15(1), 39-52. <https://doi.org/10.69628/esbur/1.2024.39>

ДОДАТКИ

Додаток А. Акт впровадження в практичну діяльність

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Т.в.о. директора ВП «Шахта

«Відродження»

ДП «Львіввугілля»

Андрій КУЦ

« 2025 року

**Акт**

про використання дисертаційних досліджень Барабан Катерини Ігорівни під час проведення рекультивації породних відвалів вугільних шахт.

Дійсним актом підтверджується, що результати досліджень здобувача наукового ступеня Барабан Катерини Ігорівни використовуються ДП «Львіввугілля» під час заходів рекультивації породних відвалів вугільних шахт. Результати досліджень аналізу геохімічного забруднення ґрунтів та стічних вод териконів, радіаційного фону, оцінки коефіцієнту фітомеліоративної ефективності на териконах вугільних шахт використовуються під час моніторингу рівня екологічної небезпеки.

Члени комісії:

Головний інженер:

Олег СОЛОМЯНИЙ

Дільничий маркшейдер:

Вікторія ВИШНЕВСЬКА

Додаток Б. Акт впровадження результатів в освітній процес



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ІВАНО-ФРАНКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ НАФТИ І ГАЗУ

вул. Карпатська, 15, м. Івано-Франківськ, 76019, тел./факс (0342) 54-71-39,
тел. (0342) 54-72-66 e-mail: admin@nuing.edu.ua

Код ЄДРПОУ 02070855

24.09.2025 № 25-44-07



ПІДТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукової роботи
Івано-Франківського національного
технічного університету нафти і газу,
д.т.н., професор

Олександр КОНДРАТ

“ ” 2025р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження в освітній процес

Даним актом підтверджуємо, що результати дисертаційної роботи «Підвищення рівня екологічної безпеки в зоні впливу відвалів (териконів) Львівсько-Волинського вугільного басейну» аспірантки спеціальності 101 – «Екологія» Барабан Катерини Ігорівни, зокрема: основні методи і засоби рекультивациі порушених земель в наслідок гірничодобувної промисловості та перспективи надання рекультивованими землями екосистемних послуг, запропоновано 4 види напрямів рекультивациі: санітарно-гігієнічну, лісогосподарську, будівельну та рекреаційну, встановлено код екосистем териконів відповідно до класифікації EUNIS до рекультивацийних заходів та після їх проведення, визначено екосистемні послуги відповідно до класифікації CICES, які в перспективі можуть бути отримані після рекультивациі порушених земель під териконами впроваджені в освітній процес Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу при викладанні дисциплін «Теорія та практика наукових екологічних досліджень» та «Екологічні ризики».

Завідувач кафедри екології,

к.т.н., доцент

Марина ОРФАНОВА

Гарант ОНП «Екологія»

д.т.н., професор

Олег МАНДРИК

Додаток В

Таблиця В.1 - Розрахунки сумарного показника забруднення у досліджуваних пробах ґрунту

№	Y	X	Кобальт (Co)	ГДК (Co)	Кс	Залізо (Fe)	ГДК (Fe)	Кс	Кадмій(Cd)	ГДК (Cd)	Кс	Свинець (Pb)	ГДК Pb	Кс	СПЗ
1	50,4071	24,1938	63,5	50	1,27	4,1	15	0,27	0,22	3	0,073	5,58	6	0,93	2,5467
2	50,4077	24,1937	39,6	50	0,79	13	15	0,87	0,25	3	0,083	8,26	6	1,38	3,1187
3	50,408	24,1935	26,5	50	0,53	5,3	15	0,35	1,2	3	0,4	7,82	6	1,3	2,5867
4	50,4083	24,1935	33,2	50	0,66	10,4	15	0,69	1,3	3	0,433	5,9	6	0,98	2,774
5	50,4085	24,1933	18,3	50	0,37	12,9	15	0,86	1,28	3	0,427	5,67	6	0,95	2,5977
6	50,4087	24,1933	6,54	50	0,13	8,32	15	0,55	0,31	3	0,103	5,77	6	0,96	1,7505
7	50,4088	24,1932	3,89	50	0,08	4,93	15	0,33	0,35	3	0,117	4,1	6	0,68	1,2065
8	50,4071	24,1938	63,5	50	1,27	4,1	15	0,27	0,22	3	0,073	5,58	6	0,93	2,5467
9	50,4074	24,1954	50,12	50	1	18	15	1,2	0,92	3	0,307	5,2	6	0,87	3,3757
10	50,4074	24,196	22,5	50	0,45	13,95	15	0,93	2,1	3	0,7	7,34	6	1,22	3,3033
11	50,4074	24,196	31,02	50	0,62	8,43	15	0,56	0,65	3	0,217	4,67	6	0,78	2,1774
12	50,4075	24,1967	22,8	50	0,46	4,4	15	0,29	0,41	3	0,137	5,03	6	0,84	1,7243
13	50,4075	24,1969	15,2	50	0,3	3,36	15	0,22	1,2	3	0,4	3,9	6	0,65	1,578
14	50,4075	24,1972	14,93	50	0,3	3,3	15	0,22	0,15	3	0,05	3,11	6	0,52	1,0869
15	50,4071	24,1938	63,5	50	1,27	4,1	15	0,27	0,22	3	0,073	5,58	6	0,93	2,5467
16	50,4065	24,1942	48,1	50	0,96	9,02	15	0,6	0,5	3	0,167	5,87	6	0,98	2,7083
17	50,406	24,1944	33,66	50	0,67	16,3	15	1,09	0,3	3	0,1	4,26	6	0,71	2,5699
18	50,4058	24,1944	35,12	50	0,7	11,2	15	0,75	0,96	3	0,32	6,09	6	1,02	2,7841
19	50,4056	24,1945	26,5	50	0,53	5,78	15	0,39	1,4	3	0,467	5,63	6	0,94	2,3203
20	50,4054	24,1946	27,12	50	0,54	6,1	15	0,41	0,43	3	0,143	4,23	6	0,71	1,7974
21	50,4052	24,1945	20,5	50	0,41	3,31	15	0,22	0,25	3	0,083	4,01	6	0,67	1,3823
22	50,4071	24,1938	63,5	50	1,27	4,1	15	0,27	0,22	3	0,073	5,58	6	0,93	2,5467
23	50,4068	24,1928	3,89	50	0,08	10,8	15	0,72	0,3	3	0,1	7,1	6	1,18	2,0811
24	50,4067	24,1924	3,89	50	0,08	14,95	15	1	0,56	3	0,187	6,19	6	1,03	2,2928
25	50,4067	24,1921	3,89	50	0,08	13,37	15	0,89	0,4	3	0,133	5,5	6	0,92	2,0191
26	50,4066	24,1918	3,89	50	0,08	10,11	15	0,67	0,32	3	0,107	5,44	6	0,91	1,7651
27	50,4066	24,1914	3,89	50	0,08	9,5	15	0,63	0,23	3	0,077	5,47	6	0,91	1,6995
28	50,4066	24,1911	3,89	50	0,08	7,98	15	0,53	0,12	3	0,04	5,19	6	0,87	1,5148
30	50,4079	24,2104	45	50	0,9	14,5	15	0,97	1,2	3	0,4	3,2	6	0,53	2,8
31	50,3991	24,208	23	50	0,46	12,4	15	0,83	0,98	3	0,327	4,5	6	0,75	2,3633
32	50,3998	24,1851	25	50	0,5	10	15	0,67	1,5	3	0,5	4,2	6	0,7	2,3667
33	50,4236	24,1735	40	50	0,8	8,5	15	0,57	1,7	3	0,567	2,1	6	0,35	2,2833
34	50,3993	24,2226	45	50	0,9	12,5	15	0,83	2,2	3	0,733	4	6	0,67	3,1333
35	50,4083	24,2265	22	50	0,44	15	15	1	0,95	3	0,317	5,5	6	0,92	2,6733
36	50,4134	24,1695	38	50	0,76	12,8	15	0,85	0,75	3	0,25	4,8	6	0,8	2,6633
37	50,4197	24,2248	56	50	1,12	12	15	0,8	1,34	3	0,447	4,9	6	0,82	3,1833
38	50,4008	24,1679	48	50	0,96	13,7	15	0,91	0,48	3	0,16	3	6	0,5	2,5333
39	50,4228	24,1939	28	50	0,56	9,5	15	0,63	0,6	3	0,2	3,2	6	0,53	1,9267
40	50,4209	24,2113	47	50	0,94	11,7	15	0,78	0,35	3	0,117	2,8	6	0,47	2,3033
41	50,4109	24,1863	36	50	0,72	8,5	15	0,57	0,8	3	0,267	3,38	6	0,56	2,1167

Таблиця В.2 - Результати розрахунків сумарного показника забруднення у досліджуваних пробах стічних вод досліджуваного терикону

№	Y	X	Марганець (Mn)	Фон	Кс	Калій (K)	Фон	Кс	Кальцій (Ca)	Фон	Кс	Магній (Mg)	Фон	Кс	СПЗ
1	50,3443	24,2027	1,65	10,75	0,153	0,88	1,23	0,715	11,47	64,9	0,177	7,5	74,4	0,101	1,14648
2	50,3427	24,2004	59,3	10,75	5,516	8,9	1,23	7,236	278,5	64,9	4,291	333,2	74,4	4,478	21,5218
3	50,3441	24,1999	51,7	10,75	4,809	0,58	1,23	0,472	175,1	64,9	2,698	35,3	74,4	0,474	8,45331
4	50,3448	24,2001	8,2	10,75	0,763	0,4	1,23	0,325	91,2	64,9	1,405	294,4	74,4	3,957	6,45022
5	50,3453	24,1999	45	10,75	4,186	7,1	1,23	5,772	167	64,9	2,573	134,9	74,4	1,813	14,3448
6	50,3447	24,1967	1,65	10,75	0,153	0,88	1,23	0,715	11,47	64,9	0,177	7,5	74,4	0,101	1,14648
7	50,3444	24,1982	32,1	10,75	2,986	3,2	1,23	2,602	23,9	64,9	0,368	290,5	74,4	3,905	9,8605
8	50,3442	24,1991	45,9	10,75	4,27	2,3	1,23	1,87	203,92	64,9	3,142	45,2	74,4	0,608	9,88928
9	50,3431	24,1986	13,4	10,75	1,247	9,2	1,23	7,48	90,3	64,9	1,391	55,67	74,4	0,748	10,8658
10	50,3432	24,1973	4,56	10,75	0,424	3,9	1,23	3,171	45,2	64,9	0,696	73,1	74,4	0,983	5,2739
11	50,3434	24,1957	1,65	10,75	0,153	0,88	1,23	0,715	11,47	64,9	0,177	7,5	74,4	0,101	1,14648
12	50,342	24,1961	2,1	10,75	0,195	0,23	1,23	0,187	111,7	64,9	1,721	33,1	74,4	0,445	2,54834
13	50,342	24,1985	89,2	10,75	8,298	9,1	1,23	7,398	167,3	64,9	2,578	134,59	74,4	1,809	20,0829
14	50,3417	24,2004	23	10,75	2,14	0,45	1,23	0,366	125,9	64,9	1,94	195,23	74,4	2,624	7,06936
15	50,3413	24,2033	10,4	10,75	0,967	0,56	1,23	0,455	20,4	64,9	0,314	35,6	74,4	0,478	2,21555
16	50,3415	24,206	1,65	10,75	0,153	0,88	1,23	0,715	11,47	64,9	0,177	7,5	74,4	0,101	1,14648
17	50,3422	24,2056	25,7	10,75	2,391	0,9	1,23	0,732	145,45	64,9	2,241	255,9	74,4	3,44	8,80306
18	50,343	24,2065	5,6	10,75	0,521	2,81	1,23	2,285	132,1	64,9	2,035	34,9	74,4	0,469	5,31001
19	50,3428	24,204	45,1	10,75	4,195	4,78	1,23	3,886	168,6	64,9	2,598	210,34	74,4	2,827	13,5065
20	50,3437	24,2051	5,5	10,75	0,512	0,78	1,23	0,634	59,4	64,9	0,915	104,8	74,4	1,409	3,46963
21	50,3381	24,1955	2,3	10,75	0,214	0,3	1,23	0,244	23	64,9	0,354	30	74,4	0,403	1,21547
22	50,3376	24,2	5,1	10,75	0,474	0,55	1,23	0,447	25	64,9	0,385	40	74,4	0,538	1,84442
23	50,336	24,1965	0,8	10,75	0,074	0,7	1,23	0,569	18	64,9	0,277	40	74,4	0,538	1,45851
24	50,342	24,2104	1,1	10,75	0,102	0,45	1,23	0,366	15	64,9	0,231	28	74,4	0,376	1,07565
25	50,3461	24,2091	3,2	10,75	0,298	0,5	1,23	0,407	22	64,9	0,339	450	74,4	6,048	7,09155
26	50,3479	24,2021	2,4	10,75	0,223	0,58	1,23	0,472	27	64,9	0,416	50	74,4	0,672	1,78287
27	50,3447	24,1925	1,8	10,75	0,167	0,7	1,23	0,569	21	64,9	0,324	38	74,4	0,511	1,57087
28	50,3374	24,2068	1,2	10,75	0,112	0,57	1,23	0,463	20	64,9	0,308	50	74,4	0,672	1,55525

Додаток Г

Розрахунок матриці парних коефіцієнтів кореляції R

Таблиця Г.1 - Матриця А, побудована з Y та X

1	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
1	4	44150	50.1	6	62.5	0.32
1	4.5	45230	55	5.7	60	0.3
1	5	39550	56	5.8	70	0.29
1	3	38590	49	6.1	65	0.27
1	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
1	3	41500	54.1	4.9	45	0.27
1	5	40700	59.5	6.2	75	0.32
1	3.5	39940	49.6	5.6	45	0.24
1	3.5	38150	54.1	5.2	35	0.28
1	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
1	2.5	42890	51.1	6	45	0.28
1	1.5	41900	57	5.7	55	0.27
1	5	45800	56.7	6.1	75	0.25
1	2.5	39620	54	5.4	35	0.22
1	1.5	46500	53.4	5.5	17.5	0.28
1	3.5	48670	52.7	6	85	0.28
1	5	43600	57.1	5.3	65	0.31
1	5.5	39850	54	5.5	50	0.31
1	2.5	38900	51	5.1	35	0.21

Таблиця Г.2 - Транспонована матриця

1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1.5	4	4.5	5	3	1.5	3	5	3.5	3.5	1.5	2.5	1.5	5	2.5	1.5	3.5	5	5.5	2.5
46500	44150	45230	39550	38590	46500	41500	40700	39940	38150	46500	42890	41900	45800	39620	46500	48670	43600	39850	38900
53.4	50.1	55	56	49	53.4	54.1	59.5	49.6	54.1	53.4	51.1	57	56.7	54	53.4	52.7	57.1	54	51
5.5	6	5.7	5.8	6.1	5.5	4.9	6.2	5.6	5.2	5.5	6	5.7	6.1	5.4	5.5	6	5.3	5.5	5.1
17.5	62.5	60	70	65	17.5	45	75	45	35	17.5	45	55	75	35	17.5	85	65	50	35
0.28	0.32	0.3	0.29	0.27	0.28	0.27	0.32	0.24	0.28	0.28	0.28	0.27	0.25	0.22	0.28	0.28	0.31	0.31	0.21

Таблиця Г.3 - Матриця $X^T \cdot X$

20	65.5	855040	1074.6	112.6	972.5	5.54
65.5	251.25	2776865	3544.25	371.5	3602.5	18.465
855040	2776865	36760240000	45956002	4818397	41438775	237317.1
1074.6	3544.25	45956002	57878.08	6050.57	52549.75	298.169
112.6	371.5	4818397	6050.57	636.4	5562	31.257
972.5	3602.5	41438775	52549.75	5562	55831.25	272.9
5.54	18.465	237317.1	298.169	31.257	272.9	1.551

Таблиця Г.4 - Одержана матриця відповідає матриці:

$\sum n$	$\sum y$	$\sum x_1$	$\sum x_2$	$\sum x_3$	$\sum x_4$	$\sum x_5$
$\sum y$	$\sum y^2$	$\sum x_1 y$	$\sum x_2 y$	$\sum x_3 y$	$\sum x_4 y$	$\sum x_5 y$
$\sum x_1$	$\sum y x_1$	$\sum x_1^2$	$\sum x_2 x_1$	$\sum x_3 x_1$	$\sum x_4 x_1$	$\sum x_5 x_1$
$\sum x_2$	$\sum y x_2$	$\sum x_1 x_2$	$\sum x_2^2$	$\sum x_3 x_2$	$\sum x_4 x_2$	$\sum x_5 x_2$
$\sum x_3$	$\sum y x_3$	$\sum x_1 x_3$	$\sum x_2 x_3$	$\sum x_3^2$	$\sum x_4 x_3$	$\sum x_5 x_3$
$\sum x_4$	$\sum y x_4$	$\sum x_1 x_4$	$\sum x_2 x_4$	$\sum x_3 x_4$	$\sum x_4^2$	$\sum x_5 x_4$
$\sum x_5$	$\sum y x_5$	$\sum x_1 x_5$	$\sum x_2 x_5$	$\sum x_3 x_5$	$\sum x_4 x_5$	$\sum x_5^2$

Знайдемо парні коефіцієнти кореляції.

$$r_{xy} = \frac{\overline{x \cdot y} - \bar{x} \cdot \bar{y}}{s(x) \cdot s(y)}$$

$$r_{yx_1} = \frac{138843.25 - 42752 \cdot 3.275}{3206.009 \cdot 1.355} = -0.269$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_1 та y .

$$r_{yx_2} = \frac{177.213 - 53.73 \cdot 3.275}{2.644 \cdot 1.355} = 0.348$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_2 та y .

$$r_{yx_3} = \frac{18.575 - 5.63 \cdot 3.275}{0.351 \cdot 1.355} = 0.288$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_3 та y .

$$r_{yx_4} = \frac{180.125 - 48.625 \cdot 3.275}{20.668 \cdot 1.355} = 0.745$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на сильний лінійний зв'язок між x_4 та y .

$$r_{yx_5} = \frac{0.923 - 0.277 \cdot 3.275}{0.0288 \cdot 1.355} = 0.411$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_5 та y .

$$r_{x_1x_2} = \frac{2297800.1 - 53.73 \cdot 42752}{2.644 \cdot 3206.009} = 0.0867$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_2 та x_1 .

$$r_{x_1x_3} = \frac{240919.85 - 5.63 \cdot 42752}{0.351 \cdot 3206.009} = 0.201$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_3 та x_1 .

$$r_{x_1x_4} = \frac{2071938.75 - 48.625 \cdot 42752}{20.668 \cdot 3206.009} = -0.104$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_4 та x_1 .

$$r_{x_1x_5} = \frac{11865.855 - 0.277 \cdot 42752}{0.0288 \cdot 3206.009} = 0.255$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_5 та x_1 .

$$r_{x_2x_3} = \frac{302.529 - 5.63 \cdot 53.73}{0.351 \cdot 2.644} = 0.0308$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_3 та x_2 .

$$r_{x_2x_4} = \frac{2627.488 - 48.625 \cdot 53.73}{20.668 \cdot 2.644} = 0.272$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_4 та x_2 .

$$r_{x_2x_5} = \frac{14.908 - 0.277 \cdot 53.73}{0.0288 \cdot 2.644} = 0.331$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на не сильний лінійний зв'язок між x_5 та x_2 .

$$r_{x_3x_4} = \frac{278.1 - 48.625 \cdot 5.63}{20.668 \cdot 0.351} = 0.599$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_4 та x_3 .

$$r_{x_3x_5} = \frac{1.563 - 0.277 \cdot 5.63}{0.0288 \cdot 0.351} = 0.33$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на не сильний лінійний зв'язок між x_5 та x_3 .

$$r_{x_4x_5} = \frac{13.645 - 0.277 \cdot 48.625}{0.0288 \cdot 20.668} = 0.295$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_5 та x_4 .

Таблиця Г.5 – Значення ознак

Ознаки х та у	$\sum x_i$	$\bar{x}$ $= \frac{\sum x_i}{n}$	$\sum y_i$	$\bar{y}$ $= \frac{\sum y_i}{n}$	$\sum x_i \cdot y_i$	$\overline{x \cdot y}$ $= \frac{\sum x_i \cdot y_i}{n}$
Для у та х ₁	855040	42752	65.5	3.275	2776865	138843.25
Для у та х ₂	1074.6	53.73	65.5	3.275	3544.25	177.213
Для у та х ₃	112.6	5.63	65.5	3.275	371.5	18.575
Для у та х ₄	972.5	48.625	65.5	3.275	3602.5	180.125
Для у та х ₅	5.54	0.277	65.5	3.275	18.465	0.923
Для х ₁ та х ₂	1074.6	53.73	855040	42752	45956002	2297800.1
Для х ₁ та х ₃	112.6	5.63	855040	42752	4818397	240919.85
Для х ₁ та х ₄	972.5	48.625	855040	42752	41438775	2071938.75
Для х ₁ та х ₅	5.54	0.277	855040	42752	237317.1	11865.855
Для х ₂ та х ₃	112.6	5.63	1074.6	53.73	6050.57	302.529
Для х ₂ та х ₄	972.5	48.625	1074.6	53.73	52549.75	2627.488
Для х ₂ та х ₅	5.54	0.277	1074.6	53.73	298.169	14.908
Для х ₃ та х ₄	972.5	48.625	112.6	5.63	5562	278.1
Для х ₃ та х ₅	5.54	0.277	112.6	5.63	31.257	1.563
Для х ₄ та х ₅	5.54	0.277	972.5	48.625	272.9	13.645

Таблиця Г.6 - Дисперсії та середньоквадратичні відхилення.

Ознаки x та y	$D(x) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i^2}{n} - \bar{x}^2$	$D(y) = \frac{\sum_{i=1}^n y_i^2}{n} - \bar{y}^2$	$s(x) = \sqrt{D(x)}$	$s(y) = \sqrt{D(y)}$
Для y та x ₁	10278496	1.837	3206.009	1.355
Для y та x ₂	6.991	1.837	2.644	1.355
Для y та x ₃	0.123	1.837	0.351	1.355
Для y та x ₄	427.172	1.837	20.668	1.355
Для y та x ₅	0.000831	1.837	0.0288	1.355
Для x ₁ та x ₂	6.991	10278496	2.644	3206.009
Для x ₁ та x ₃	0.123	10278496	0.351	3206.009
Для x ₁ та x ₄	427.172	10278496	20.668	3206.009
Для x ₁ та x ₅	0.000831	10278496	0.0288	3206.009
Для x ₂ та x ₃	0.123	6.991	0.351	2.644
Для x ₂ та x ₄	427.172	6.991	20.668	2.644
Для x ₂ та x ₅	0.000831	6.991	0.0288	2.644
Для x ₃ та x ₄	427.172	0.123	20.668	0.351
Для x ₃ та x ₅	0.000831	0.123	0.0288	0.351
Для x ₄ та x ₅	0.000831	427.172	0.0288	20.668

Таблиця Г.7 - Матриця парних коефіцієнтів кореляції R:

-	y	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄	x ₅
y	1	-0.2692	0.3479	0.2876	0.7453	0.4114
x ₁	-0.2692	1	0.08672	0.201	-0.1038	0.2548
x ₂	0.3479	0.08672	1	0.03083	0.272	0.3311
x ₃	0.2876	0.201	0.03083	1	0.5987	0.3302
x ₄	0.7453	-0.1038	0.272	0.5987	1	0.2952
x ₅	0.4114	0.2548	0.3311	0.3302	0.2952	1

Додаток Г

Таблиця Г.1 - Значення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності та вміст важких металів у стічних водах на дослідних точках породного відвалу

У	Х	КФЕ (рослинне покриття)	Марганець (Mn), мг/дм ³	Калій (К), мг/дм ³	Кальцій (Са), мг/дм ³	Магній(Mg), мг/дм ³
50,3443	24,2027	1,5	1,65	0,88	11,47	7,5
50,3427	24,2004	4	59,3	8,9	278,5	333,2
50,3441	24,1999	4,5	51,7	0, 58	175,1	35,3
50,3448	24,2001	5	8,2	0,4	91,2	294,4
50,3453	24,1999	3	45	7,1	167	134,9
50,3447	24,1967	1,5	1,65	0,88	11,47	7,5
50,3444	24,1982	3	32,1	3,2	23,9	290,5
50,3442	24,1991	5	45,9	2,3	203,92	45,2
50,3431	24,1986	3,5	13,4	9,2	90,3	55,67
50,3432	24,1973	3,5	4,56	3,9	45,2	73,1
50,3434	24,1957	1,5	1,65	0,88	11,47	7,5
50,342	24,1961	2,5	2,1	0,23	111,7	33,1
50,342	24,1985	1,5	89,2	9,1	167,3	134,59
50,3417	24,2004	5	23	0,45	125,9	195,23
50,3413	24,2033	2,5	10,4	0,56	20,4	35,6
50,3415	24,206	1,5	1,65	0,88	11,47	7,5
50,3422	24,2056	3,5	25,7	0,9	145,45	255,9
50,343	24,2065	5	5,6	2,81	132,1	34,9
50,3428	24,204	5,5	45,1	4,78	168,6	210,34
50,3437	24,2051	2,5	5,5	0,78	59,4	104,8

Додаток Д

Розрахунок матриці парних коефіцієнтів кореляції R
Табля Д.1 - Матриця А, побудована з Y та X.

1	1.5	1.65	0.88	11.45	7.5
1	4	59.3	8.9	278.5	333.2
1	4.5	51.7	0.58	175.1	35.3
1	5	8.2	0.4	91.2	294.4
1	3	45	7.1	167	134.9
1	1.5	1.65	0.88	11.47	7.5
1	3	32.1	3.2	23.9	290.5
1	5	45.9	2.3	203.92	45.2
1	3.5	13.4	9.2	90.3	55.67
1	3.5	4.56	3.9	45.2	73.1
1	1.5	1.65	0.88	11.47	7.5
1	2.5	2.1	0.23	111.7	33.1
1	1.5	89.2	9.1	167.3	134.59
1	5	23	0.45	125.9	195.23
1	2.5	10.4	0.56	20.4	35.6
1	1.5	1.65	0.88	11.47	7.5
1	3.5	25.7	0.9	145.45	255.9
1	5	5.6	2.81	132.1	34.9
1	5.5	45.1	4.78	168.6	210.34
1	2.5	5.5	0.78	59.4	104.8

Таблиця Д.2 - Транспонована матриця.

1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1.5	4	4.5	5	3	1.5	3	5	3.5	3.5	1.5	2.5	1.5	5	2.5	1.5	3.5	5	5.5	2.5
1.65	59.3	51.7	8.2	45	1.65	32.1	45.9	13.4	4.56	1.65	2.1	89.2	23	10.4	1.65	25.7	5.6	45.1	5.5
0.88	8.9	0.58	0.4	7.1	0.88	3.2	2.3	9.2	3.9	0.88	0.23	9.1	0.45	0.56	0.88	0.9	2.81	4.78	0.78
11.45	278.5	175.1	91.2	167	11.47	23.9	203.92	90.3	45.2	11.47	111.7	167.3	125.9	20.4	11.47	145.45	132.1	168.6	59.4
7.5	333.2	35.3	294.4	134.9	7.5	290.5	45.2	55.67	73.1	7.5	33.1	134.59	195.23	35.6	7.5	255.9	34.9	210.34	104.8

Таблиця Д.3 - Матриця $X^T \cdot X$.

20	65.5	473.36	58.71	2051.83	2296.73
65.5	251.25	1704.21	197.055	7949.365	8800.35
473.36	1704.21	22984.404	2322.809	76123.454	76367.166
58.71	197.055	2322.809	364.136	8365.827	8674.438
2051.83	7949.365	76123.454	8365.827	324599.774	308229.278
2296.73	8800.35	76367.166	8674.438	308229.278	492759.716

Таблиця Д.4 - Одержана матриця відповідає матриці:

$\sum n$	$\sum y$	$\sum x_1$	$\sum x_2$	$\sum x_3$	$\sum x_4$
$\sum y$	$\sum y^2$	$\sum x_1 y$	$\sum x_2 y$	$\sum x_3 y$	$\sum x_4 y$
$\sum x_1$	$\sum y x_1$	$\sum x_1^2$	$\sum x_2 x_1$	$\sum x_3 x_1$	$\sum x_4 x_1$
$\sum x_2$	$\sum y x_2$	$\sum x_1 x_2$	$\sum x_2^2$	$\sum x_3 x_2$	$\sum x_4 x_2$
$\sum x_3$	$\sum y x_3$	$\sum x_1 x_3$	$\sum x_2 x_3$	$\sum x_3^2$	$\sum x_4 x_3$
$\sum x_4$	$\sum y x_4$	$\sum x_1 x_4$	$\sum x_2 x_4$	$\sum x_3 x_4$	$\sum x_4^2$

Знайдемо парні коефіцієнти кореляції.

$$r_{xy} = \frac{\overline{x \cdot y} - \bar{x} \cdot \bar{y}}{s(x) \cdot s(y)}$$

$$r_{yx_1} = \frac{85,211 - 23,668 \cdot 3.275}{24,27 \cdot 1.355} = 0,234$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_1 та y .

$$r_{yx_2} = \frac{9.853 - 2.936 \cdot 3.275}{3.097 \cdot 1.355} = 0.0569$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_2 та y .

$$r_{yx_3} = \frac{397.468 - 102.592 \cdot 3.275}{75.531 \cdot 1.355} = 0.601$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_3 та y .

$$r_{yx_4} = \frac{440.018 - 114.837 \cdot 3.275}{107.007 \cdot 1.355} = 0.441$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на не сильний лінійний зв'язок між x_4 та y .

$$r_{yx_4} = \frac{440.018 - 114.837 \cdot 3.275}{107.007 \cdot 1.355} = 0.441$$

$$r_{x_1x_2} = \frac{116.14 - 2.936 \cdot 23.668}{3.097 \cdot 24.27} = 0.621$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_2 та x_1 .

$$r_{x_1x_3} = \frac{3806.173 - 102.592 \cdot 23.668}{75.531 \cdot 24.27} = 0.752$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на сильний лінійний зв'язок між x_3 та x_1 .

$$r_{x_1x_4} = \frac{3818.358 - 114.837 \cdot 23.668}{107.007 \cdot 24.27} = 0.424$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на не сильний лінійний зв'язок між x_4 та x_1 .

$$r_{x_2x_3} = \frac{418.291 - 102592 \cdot 2.936}{75.531 \cdot 3.097} = 0.501$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на помірний лінійний зв'язок між x_3 та x_2 .

$$r_{x_2x_4} = \frac{433.722 - 114.837 \cdot 2.936}{107.007 \cdot 3.097} = 0.292$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на низький лінійний зв'язок між x_4 та x_2 .

$$r_{x_3x_4} = \frac{15411.464 - 114.837 \cdot 102.592}{107.007 \cdot 75.531} = 0.449$$

Значення парного коефіцієнта кореляції вказує на не сильний лінійний зв'язок між x_4 та x_3 .

Таблиця Д.5 - Значення ознак

Ознаки x і y	$\sum x_i$	$\bar{x}$ $= \frac{\sum x_i}{n}$	$\sum y_i$	$\bar{y}$ $= \frac{\sum y_i}{n}$	$\sum x_i \cdot y_i$	$\overline{x \cdot y}$ $= \frac{\sum x_i \cdot y_i}{n}$
Для y і x ₁	473.36	23.668	65.5	3.275	1704.21	85.211
Для y і x ₂	58.71	2.936	65.5	3.275	197.055	9.853
Для y і x ₃	2051.83	102.592	65.5	3.275	7949.365	397.468
Для y і x ₄	2296.74	114.837	65.5	3.275	8800.375	440.019
Для x ₁ і x ₂	58.71	2.936	473.36	23.668	2322.809	116.14
Для x ₁ і x ₃	2051.83	102.592	473.36	23.668	76123.454	3806.173
Для x ₁ і x ₄	2296.74	114.837	473.36	23.668	76367.187	3818.359
Для x ₂ і x ₃	2051.83	102.592	58.71	2.936	8365.827	418.291
Для x ₂ і x ₄	2296.74	114.837	58.71	2.936	8674.44	433.722
Для x ₃ і x ₄	2296.74	114.837	2051.83	102.592	308230.395	15411.52

Таблиця Д.6 - Дисперсії та середньоквадратичні відхилення.

Ознаки x і y	$D(x) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i^2}{n} - \bar{x}^2$	$D(y) = \frac{\sum_{i=1}^n y_i^2}{n} - \bar{y}^2$	$s(x) = \sqrt{D(x)}$	$s(y) = \sqrt{D(y)}$
Для y і x_1	589.046	1.837	24.27	1.355
Для y і x_2	9.59	1.837	3.097	1.355
Для y і x_3	5704.973	1.837	75.531	1.355
Для y і x_4	11450.482	1.837	107.007	1.355
Для x_1 і x_2	9.59	589.046	3.097	24.27
Для x_1 і x_3	5704.973	589.046	75.531	24.27
Для x_1 і x_4	11450.482	589.046	107.007	24.27
Для x_2 і x_3	5704.973	9.59	75.531	3.097
Для x_2 і x_4	11450.482	9.59	107.007	3.097
Для x_3 і x_4	11450.482	5704.973	107.007	75.531

Таблиця Д.7 - Матриця парних коефіцієнтів кореляції R

-	y	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄
y	1	0.234	0.05694	0.6006	0.4408
x ₁	0.234	1	0.6209	0.7517	0.4237
x ₂	0.05694	0.6209	1	0.5008	0.2916
x ₃	0.6006	0.7517	0.5008	1	0.4492
x ₄	0.4408	0.4237	0.2916	0.4492	1

Додаток Е

Список публікацій здобувача за темою дисертації

1. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Оцінка перспективних екосистемних послуг планованої рекультивації териконів Львівсько-Волинського Вугільного басейну. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*, Т.14 (1), 2023. с. 23–32. ISSN: (online) 2522-9508, [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1\(27\)-23-32](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1(27)-23-32).
2. Baraban, K., Prykhodko, M. Ecological Safety of Soils from Abandoned Mines of the Lviv-Volyn Coal Basin (on the Example of Chervonohrad Mining and Industrial District). *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(11), 2024. 241–250. ISSN: 2719-7050, <https://doi.org/10.12912/27197050/192735>. (індексується в *Scopus*).
3. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Аналіз моніторингу важких металів у шахтних водах гірничопромислових районах Львівсько-Волинського вугільного басейну (на прикладі шахти Межирічанська ДП «Львіввугілля» м. Червоноград). *Науково-практичний журнал Екологічні науки*, №6 (57), 2024, с. 127- 133, ISSN: 2664-6110 (Online), <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2024/6/21.pdf>.
4. Барабан К. І. Дослідження екологічної структури деревної рослинності та визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності терикона шахти “Межирічанська” Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науково-практичний журнал Збалансоване природокористування*, №1/2025, с. 127-135, ISSN: 2310-4678, <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324368>.
5. Барабан К. І., Приходько М. М. Оцінка стану, якості і техногенного навантаження на складові довкілля Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування: Матер. Міжнар. наук. конф. за участю молодих науковців (м. Одеса, 21-22 вересня 2022 р.)* 2022. С. 15–19.

6. Барабан К. І., Приходько М. М. Аналіз зарубіжного досвіду з біорекультивзації порушених земель та териконів. *Вплив виробництва, передачі, розподілу та використання електроенергії на навколишнє середовище: Зб. матер. Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 24-25 листопада 2022 р.).* 2022. С. 124–126.

7. Барабан К. І., Приходько М. М., Архипова Л. М. Екосистемні послуги рекультивованих земель териконів. *Сталий розвиток Карпатського регіону: виклики та перспективи. Міжнародна «Карпатська школа–2023» (м. Київ, 22-23 лютого 2023 р.).* 2023. С. 33–35.

8. Барабан К. І., Приходько М. М. Особливості впливу вугільної промисловості на компоненти довкілля та екологічна небезпека териконів. *Екологічна безпека держави: Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів (м. Київ, 20 квітня 2023 р.).* 2023. С. 35–36

9. Барабан К. І., Приходько М. М. Раціональне використання порушених земель вугільною промисловістю. *Стратегії та перспективи розвитку України: природокористування, економіка та інформаційна освіта. Матер. XVII Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Івано-Франківськ, 30 травня, 2023 р.).* 2023. С. 75–77.

10. Барабан К. І., Приходько М. М. Біоіндикація девастрованих ґрунтів в зоні впливу териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України: Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф. студентів, аспірантів та молодих вчених (м. Харків, 2-3 листопада 2023 р.).* 2023. С. 195–197.

11. Барабан К. І., Приходько М. М., Вагилевич Т. В. Визначення вмісту радіоактивних речовин у ґрунтах в межах впливу терикона шахти №2 «Червоноградська». *The 64th International scientific and practical conference “Science and Education” (1-2 February, 2024).* Pegas Publishing, Canada, Ottawa. 2023. С. 83–85.

12. Baraban K. I. Environmental pollution caused by coal mines in the Chervonohrad mining district. *International scientific-practical conference “Science,*

education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024). Scholarly Publisher ICSSH, 2024. P. 19–22.

13. Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Характеристика геохімічного складу стічних вод відвалів вугільних шахт. *Екологічна безпека та раціональне природокористування: Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених* (м. Житомир, 14 листопада 2024 р.). 2024. С. 133–134.

14. Барабан К. І. Екологічна оцінка териконів вугільних шахт Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну та їх вплив на довкілля. *Екологічна безпека в умовах війни: Матер. V Міжнар. наук.-практ. конф.* (м. Львів, 21 листопада 2024 р.). 2024. С. 5–8.

15. Мандрик О. М., Барабан К. І., Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності як індикатор стану техногенно порушених територій. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. X Міжнародний молодіжний конгрес. (м. Львів, 27-28 березня 2025 р.) 2025. С. 290

16. Барабан К. І., Мандрик О. М., Тирлич В. В., Кореляційно-регресійний аналіз впливу техногенних факторів на фітомеліоративну ефективність у межах Червоноградського гірничопромислового району, Міжнародна Карпатська Школа: весняна сесія (м. Косів, 1-5 травня 2025 р.). 2025. С. 120-124.