

**ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ
З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ**

**ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ**

**Андрій ВОЛОЩИШИН
Василь ПОПОВИЧ
Павло БОСАК**

**ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРИРОДНО-
ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ
ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ ЛЬВІВСЬКО-
ВОЛИНСЬКОГО ВУГІЛЬНОГО
БАСЕЙНУ
EcoLab. Том 3**

Монографія

Львів 2024

УДК 574.42+581.5+ 628.393

Рецензенти: **Геник Ярослав В'ячеславович** – доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства та урбоекології Національного лісотехнічного університету України;

Кузик Андрій Данилович – доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності;

Мальований Мирослав Степанович – доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України, завідувач кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка».

**Рекомендовано до друку рішенням вченої ради
Львівського державного університету безпеки життєдіяльності
(протокол № 7 від 28 лютого 2024 року)**

Волощишин, Андрій Ігорович

Екологічний стан природно-технічних геосистем ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну EcoLab. Том 3 : монографія/ А. І. Волощишин, В. В. Попович, П. В. Босак. – Львів: ЛДУ БЖД, 2024. – 214 с.

На Конференції ООН з питань зміни клімату, яка відбулася восени 2021 року в Глазго (COP26) світові лідери та учасники прийняли рішення про поступову відмову від вугільної енергетики і поетапне субсидування викопного палива. В рамках заходу понад 40 держав, включаючи великих споживачів вугілля, погодилися відмовитись від його використання. Україна на COP26 зобов'язалася закрити державні вугільні електростанції до 2035 року, скоротити викиди метану на 30% до 2030 року та зупинити знеліснення.

Природно-технічні геосистеми в регіонах вуглевидобування потребують комплексних досліджень у зв'язку із значним впливом на екологічну безпеку довкілля. Окремо, досліджуваний гірничодобувний регіон характеризується низкою чинників впливу на екологічну безпеку, серед яких ландшафто-трансформуючі, едафо-кліматичні, географічні, мікрокліматичні, що є визначальними та унікальними для кожного. Тому, вивчення взаємодії природної та штучної підсистем у межах вуглевидобувного регіону є актуальним питанням сталого розвитку.

Монографія присвячена вивченню особливостей впливу чинників техногенної небезпеки ліквідованих шахт на підсистему природних об'єктів (грунти, поверхневі та підземні водойми, повітря, біота) та ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів (девастровані ландшафти) за допомогою фітомеліоративних методів.

Для фахівців з питань еколого-техногенної небезпеки породних відвалів вугільних шахт, екологів, дослідників породних відвалів, а також широкого загалу тих, хто цікавиться питаннями захисту довкілля від об'єктів підвищеної небезпеки.

© А. І. Волоцишин, 2024

© В. В. Попович, 2024

© П. В. Босак, 2024

ЗМІСТ

ВСТУП	6
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ	10
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ	11
1.1. Теоретичні передумови урбоекологічних досліджень «природна підсистема – соціальна підсистема – технічна підсистема».....	11
1.2. Екологічна безпека природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування.....	14
1.3. Ландшафто-трансформуючі чинники екологічної безпеки породних відвалів.....	19
1.4. Захист довкілля в умовах вуглевидобування.....	35
РОЗДІЛ 2. ПРЕДМЕТ, ОБ’ЄКТИ, МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ДІЛЯНОК	42
2.1. Програма досліджень.....	42
2.2. Предмет, об’єкт, методи, методики досліджень.....	44
2.3 Характеристика досліджуваних ділянок.....	48
2.4. Едафо-кліматичні умови досліджень.....	51
РОЗДІЛ 3. ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ	56
3.1. Породні відвали в міському середовищі як негативні чинники урбанізації.....	56
3.2. Температурні режими породних відвалів.....	60
3.3. Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання в зоні впливу породних відвалів.....	72
3.4. Фізико-хімічні властивості породи відвалів.....	74

3.5. Розподіл важких металів у породному відвалі вугільної шахти за результатами статистичного аналізу.....	87
3.6. Моніторинг поширення важких металів в едафічних горизонтах породних відвалів.....	98
3.7. Геохімічні властивості підтериконових вод.....	108
3.8. Біогенна ренатуралізація поверхні породних відвалів. Життєдіяльність дощових черв'яків на поверхні породних відвалів як чинник їх ренатуралізації, фітоіндикація субстрату.....	125
РОЗДІЛ 4. ІНЖЕНЕРНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ.....	143
4.1. Оцінка ступенів ризику породних відвалів ліквідованих шахт.....	143
4.2. Природна фітомеліорація породних відвалів ліквідованих шахт.....	149
4.3. Формування фітоценозів-меліорантів на поверхні породних відвалів ліквідованих шахт.....	153
4.4. Фітомеліоративна ефективність проективного вкриття.....	161
ВИСНОВКИ.....	168
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	172
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	173
ДОДАТКИ.....	200

ВСТУП

Монографія присвячена вивченню особливостям впливу чинників еколого-техногенної небезпеки ліквідованих шахт на підсистему природних об'єктів (грунти, поверхневі та підземні водойми, повітря, біота) та ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів (дежавовані ландшафти) за допомогою фітомеліоративних методів.

Результати досліджень температурних та вологісних режимів згасаючих териконів у весняний період показали, що найбільшими температурними режимами характеризувалися ділянки у місцях горіння, які розташовані на поверхні середнього ярусу південної експозиції схилу. Згасаючі відвали внаслідок процесів горіння спричиняють вигорання кореневої системи рослин, що ускладнює проведення рекультиваційних робіт. Важливим фізико-хімічним показником відвальної породи є зольність (вміст у відсотках залишку, який не згорає). Середня зольність породи діючих відвалів становить 79,1-79,4%. Найвища зольність, згідно з обстеженнями, притаманна діючому відвалу шахти «Лісова» та становить 88,4%. Найнижча – шахти «Червоноградська» (73,7%).

Встановлено, що вміст важких металів у породі неоднорідний. За середнім значенням, перевищення ГДК виявлено для Pb, Ni та Co (шахта «Червоноградська»). Спостерігається аномально високий та нерівномірний вміст Co, дані для якого коливаються від 9,3 мг/кг до 17100 мг/кг. Такий нерівномірний вміст Co у породі може бути пов'язаний із тим, що порода, яка вийнята із шахти на глибинах від 800 м до 1100 м відсипається хаотично на різні ділянки відвалу. Найбільш близькими до нормального є розподіли у відвалах Cu та Zn. Загалом, в нашому випадку кореляційний зв'язок між важкими металами в породі нижчий від середнього, а у 1/3 випадках – взагалі не прослідковується. Непараметричний коефіцієнт Спірмена (r_s) виявив середній рівень кореляції

вмісту важких металів в парах Mn та Ni ($r_s=0,46$), Mn та Zn ($r_s=0,52$), Ni та Zn ($r_s=0,58$), Cu та Zn ($r_s=0,49$).

Оцінку подібності місцеположень за концентрацією хімічних елементів ми здійснювали на основі кластерного аналізу (шахта «Надія»). При цьому ми використовували метод Уорда (Ward's method), при якому всередині кластерів оптимізується мінімальна дисперсія, а в підсумку створюються кластери приблизно однакових розмірів. В якості міри відмінностей використовували відстань Евкліда (Euclidean distances). Головним підсумком ієрархічного кластерного аналізу є дендрограма. Типовий підхід до кластерного аналізу розподілу хімічних елементів полягає у використанні в якості об'єктів елементарних ділянок терикону. Але ми додатково використали і альтернативний підхід. Самі хімічні елементи також можуть виступати в ролі об'єктів аналізу, ознаками яких є їх концентрації на елементарних ділянках терикона. Завдяки такому підходу ми визначили подібність хімічних елементів відповідно до їх розподілу на териконі, зокрема виділили такі асоціації (групи) хімічних елементів: I – Mg, Ca, S; II – Al, Fe, K, Si; III – Cu, Ni, Zn, Cr; IV – P, Mn; V – As, Pb, Co; VI – Sn, Dy, Cd.

Вклад авторів:

У монографії використані результати дисертаційної роботи доктора філософії Андрій ВОЛОЩИШИНА і наукових публікацій доктора технічних наук, професора Василя ПОПОВИЧА та кандидата технічних наук, доцента Павла БОСАКА.

Ключові слова: екологічна безпека, видобуток вугілля, переробка, техногенна сировина, шлам, відходи, вугільна галузь, рекультивація, фітомеліорація, біоіндикація, відновлення ґрунту, порушені екосистеми, екологічні ризики, природні ландшафти, небезпечні відходи.

INTRODUCTION

The monograph is devoted to the study of the peculiar effects of environmental and technological hazards of abandoned mines on the subsystem of natural objects (soils, surface and underground water bodies, air, and biota) as well as the use of phytomeliorative methods for renaturalization of the subsystem of artificial objects (devastated landscapes).

The investigation of temperature and humidity conditions of dying waste heaps in spring showed that the highest temperature regimes were observed in the areas of burning located in the middle tier of the southern exposure of the slope. Dying out dumps due to combustion processes lead to burnout of the root system of plants, which makes recultivation work more difficult. Ash content (percentage of unburned residue) is an important physicochemical indicator of waste rock. The average ash content of the waste rock of the operating dumps is 79.1-79.4%. According to the surveys, the highest ash content is inherent in the operating dump of the Lisova mine and amounts to 88.4%. The lowest is at Chervonohradska mine (73.7%).

It was determined that the content of heavy metals in the rock is variable. According to the average value, the MAC is exceeded for Pb, Ni and Co (Chervonohradska mine). An abnormally high and uneven Co content is observed, ranging from 9.3 mg/kg to 17100 mg/kg. Such an uneven Co content in the rock may be related to the fact that the rock removed from the mine at depths from 800 m to 1100 m is randomly dumped in different sites of the dump. The Cu and Zn distributions in the dumps are closest to the normal distribution. In our case, the correlation between heavy metals in the rock is below average, and it is not detected in 1/3 of the cases. The non-parametric Spearman's coefficient (r_s) revealed an average correlation between the content of heavy metals in pairs of Mn and Ni ($r_s=0.46$), Mn and Zn ($r_s=0.52$), Ni and Zn ($r_s=0.58$), and Cu and Zn ($r_s=0.49$).

The assessment of the location similarity in terms of chemical element concentrations was based on cluster analysis ("Nadiya" mine). We used the Ward's method, which optimizes the minimum variance within clusters, resulting in approximately equal-sized clusters. The Euclidean distances were used as a measure of differences. The main output of hierarchical cluster analysis is a dendrogram. A typical approach to chemical element distribution cluster analysis is the use of waste heap elemental areas as objects. However, an alternative approach was also used. The chemical elements may also be the objects of analysis, characterized by their concentrations in elementary areas of the waste heap. That approach allowed to determine the similarity of chemical elements by their distribution on the waste heap, particularly, the following combinations (groups) of chemical elements were identified: I - Mg, Ca, S; II - Al, Fe, K, Si; III - Cu, Ni, Zn, Cr; IV - P, Mn; V - As, Pb, Co; VI - Sn, Dy, Cd.

Contribution of authors:

The monograph uses the results of the dissertation of PhD Andrii Voloshchyn and scientific publications of Doctor of Technical Sciences, Professor Vasyly Popovych and Candidate of Technical Sciences, Associate Professor Pavlo Bosak

Keywords: environmental safety, coal mining, processing, technogenic raw materials, sludge, waste, coal industry, reclamation, phytomelioration, bioindication, soil restoration, disturbed ecosystems, ecological risks, natural landscapes, hazardous waste.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ

АПАР – аніонні поверхнево активні речовини

ГПК – гірничопромисловий комплекс

ГПР – гірничопромисловий район

ГДК – граничнодопустима концентрація

БСК – біохімічне споживання кисню

ПАР – поверхнево активні речовини

ХСК – хімічне споживання кисню

Зв – зіверт, одиниця вимірювання ПЕД

ПЕД – потужність еквівалентної дози

РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ

1.1. Теоретичні передумови урбоекологічних досліджень «природна підсистема – соціальна підсистема – технічна підсистема»

Академік М. А. Голубець у своїй науковій праці «Вступ до геосоціосистемології» обґрунтовує створення нового розділу науки, який зміг би структурно і функціонально поєднати екологічний (природний), соціальний, економічний та інші блоки геосоціальних систем та принципи їх керування з метою забезпечення оптимальних умов життя людини та сталого розвитку [143].

Останніми роками взаємодія між процесами, що відбуваються в твердому тілі Землі, атмосфері, гідросфері та біосфері, стає дедалі краще зрозумілою завдяки прогресу в техніці спостереження, яка надає дані зі все вищою просторовою та часовою роздільною здатністю. Дійсно, взаємозв'язки метаморфізму з класично розрізненими областями науки про Землю, такими як біогеонаука, економічна геологія та природні небезпеки, стають дедалі чіткішими, оскільки все більше петрологів застосовують свої знання, інструменти та методи для міждисциплінарних досліджень. У огляді [75] окреслено роль, яку метаморфізм і метаморфічні породи відіграють у різних геосистемах, і вказано на деякі області, у яких спрямовані майбутні дослідження можуть призвести до помітних проривів у нашому розумінні структури та функціонування Землі в цілому.

У 2015 році Організація Об'єднаних Націй прийняла Порядок денний сталого розвитку до 2030 року та його 17 Цілей сталого розвитку, спрямованих на створення кращого світу для всього людства. Незважаючи на те, що людський

розвиток залежить від природи та її ресурсів, неживі (абіотичні) природні ресурси та процеси наполегливо нехтуються міжнародною та національною політикою, яка сприяє сталому розвитку [20].

Вугледобувна галузь спричиняє значне техногенне навантаження на довкілля, впливає на здоров'я людей та трансформує умови життя незалежно від місця чи країни видобутку. Найбільш небезпечними чинниками порушення якості довкілля є породні відвали. Дослідження впливу породних відвалів вугільних шахт на організм людини та біоту проводяться практично у всіх індустріально розвинених країнах та країнах, де експлуатуються шахти корисних копалин. У світі щорічно видобувається біля 2 млрд. т вугілля, при цьому із надр вивільняється велика кількість твердих, рідких та газоподібних відходів. Світові ресурси вугілля за даними різних міжнародних організацій становлять від 8 до 16 трлн т. Видобуток вугілля супроводжувався викидом 6 млрд м³ метану, більше 3 млрд м³ вуглекислого газу, 12,5 тис. т пилу, 1,4 млрд. м³ стічних вод і 110,8 млн т відвальної породи.

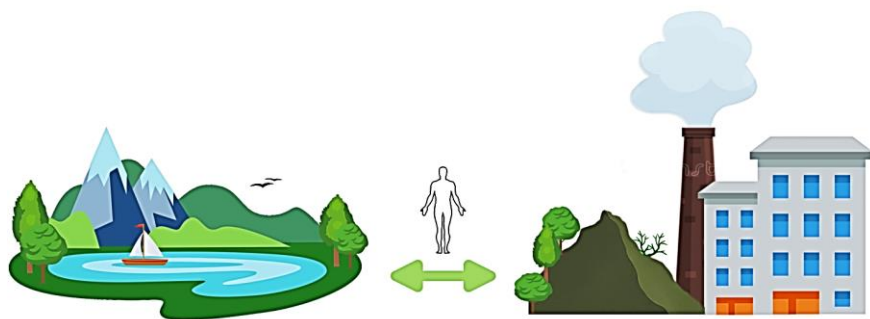


Рисунок 1.1 – Природно-технічні геосистеми у вугледобувних регіонах

На Конференції ООН з питань зміни клімату, яка відбулася восени 2021 року в Глазго (COP26), світові лідери

та учасники прийняли рішення про поступову відмову від вугільної енергетики і поетапне субсидування викопного палива. В рамках заходу понад 40 держав, включаючи таких великих споживачів вугілля, як Польща, В'єтнам та Чилі, погодилися відмовитись від його використання. У кліматичному пакті Глазго міститься звернення до всіх країни представляти більш ефективні національні плани діяльності в наступному 2022 році, а не у 2025 році, як це було передбачено раніше. Країни підтвердили мету Паризької угоди – утримати приріст глобальної середньої температури набагато нижче 2°C і докласти зусиль з метою обмеження зростання температури до 1,5°C. Україна на COP26 зобов'язалася закрити державні вугільні електростанції до 2035 року, скоротити викиди метану на 30% до 2030 року та зупинити знеліснення.

В Україні накопичено близько 36 млрд т відходів, або більш як 50 тис. т на 1 км² території, з яких утилізується лише 30% промислових відходів та 4% побутових відходів. Обсяги утворення, розміщення, утилізації та знищення відходів постійно уточнюються з урахуванням критеріїв віднесення їх до різних видів та різних класів небезпеки [166, 200]. До гірничо-хімічних та енергетичних відходів можна віднести відходи вуглевидобування, фосфогіпс, хвости збагачення руд (сірчаних, фосфоритних, калійних та ін.), шлаки теплових електростанцій, шлами, кислі гудрони і т. п. Ці відходи характеризуються багатотоннажністю і для уникнення екологічної небезпеки від їх нагромадження придатні лише технології багатотонного застосування (виробництво будівельних матеріалів, будівництво автодоріг, використання як закладного матеріалу для закладки пустот у видпрацьованих кар'єрах та шахтах тощо).

Застосування принципів сталого розвитку до видобутку корисних копалин за своєю суттю є складним, оскільки видобуток корисних копалин – це акт вилучення та

споживання обмеженого ресурсу. Проте питання сталого розвитку – задоволення поточних потреб без шкоди для потреб майбутніх поколінь – все більше включаються в розробку та експлуатацію шахт, оскільки попит на корисні копалини та продукти видобутку, такі як метали, паливні та непаливні мінерали, і вплив на навколишнє середовище, пов'язаний з корисними копалинами видобуток продовжує зростати [31, 32, 119].

1.2. Екологічна безпека природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування

У європейських країнах понад 50% раніше видобутих ґрунтів рекультивуються як ліси чи трави. Однак у Китаї більше 70% видобутих ґрунтів рекультивуються для сільськогосподарських цілей, оскільки велика кількість населення та дефіцит сільськогосподарських угідь роблять це необхідним. Реконструкція сільських громад або поліпшення місцевого житла є однією з екологічних проблем, пов'язаних з видобутком корисних копалин [13].

До небезпечних та токсичних відходів відносяться радіоактивні, токсичні, медичні та інші види відходів. Значну загрозу для довкілля та біоти становлять медичні відходи, які містять небезпечні патогенні та умовно патогенні мікроорганізми. Щорічно в державі утворюється 350 тисяч тон медичних відходів, які створюють високий ризик поширення інфекцій та захворювань [157]. Така ситуація із утворенням відходів призводить до зростання регіональної екологічної небезпеки та впливає на національну безпеку держави. Технології утилізації небезпечних та токсичних відходів – це спеціальні затратні технології, які забезпечують максимальну повноту знешкодження відходів.

Технології утилізації цінних та ресурсних відходів – це спеціальні технології, індивідуальні для кожного виду відходів, які забезпечують максимальну повноту вилучення

цінних компонентів із відходів. В цю категорію з розвитком інноваційних технологій переробки можуть переходити відходи, які на сьогодні закладовані у техногенних родовищах. Для утилізації інших відходів придатні спеціальні технології, які індивідуальні для кожного виду відходів виходячи із його фізико-хімічних характеристик та об'ємів нагромадження.

Поводження із відходами в Україні регулюється низкою законодавчих нормативно-правових актів, насамперед Законом України «Про відходи». Слід зазначити, що розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820-р схвалено «Національну стратегію управління відходами в Україні до 2030 року» у якій зазначено, що відходи, які утворюються у процесі видобування, збагачення, хіміко-металургійної переробки, транспортування і зберігання корисних копалин є вторинним сировинним резервом промисловості, будівництва та енергетики. Значний ресурсний потенціал становлять також відходи як вторинна сировина, що є залишками продуктів кінцевого споживання (макулатура, полімери, склобій, зношені шини тощо) [200, 203].

Геохімічна модель стаціонарного стану була розроблена для вивчення взаємодії води та гірських порід, що контролює вивільнення металу з відвалів породи на шахті «Aitik» на півночі Швеції. Викиди Cu в дренажні води з майданчика викликають екологічне занепокоєння. Відвали породних порід обробляються як окремі повністю змішані проточні реактори. Геохімічна модель включає кінетику вивітрювання сульфідних і первинних силікатних мінералів, гетерогенну рівновагу з вторинними мінеральними фазами та рівновагу видоутворення. Польовий моніторинг складу дренажних вод є основою для оцінки ефективності моделі [112].

В рамках дослідження [74] досліджено сучасний стан відходів вугільної промисловості. На основі описаних рішень

щодо використання відходів гірничої промисловості була запропонована стійка, соціально-екологічна стратегія СЕ для цієї групи у вибраній зоні відходів разом з аналізом найвищого та найкращого використання для відвалів у складних правових, економічних і технічних умовах.

У статті [42] зроблено висновок, що існують адекватні способи та технології, які можна адаптувати в Кенії для сталого видобутку вугілля. Однак рішення про те, чи варто впроваджувати видобуток вугілля в країні, має брати до уваги кількість і характер доступних запасів вугілля, наявність фінансів, доступність технологій, фізичні умови навколишнього середовища та відповідні закони та нормативні акти.

Дослідження [61] коротко описує важливий компонент екологічного відновлення, зокрема, шахтні відвали та їх вплив на ріст рослин, управління верхнім шаром ґрунту, лісове господарство, зміни ґрунту, планування відновлення рослинності, збереження біорізноманіття, поглинання вуглецю та відповідні питання щодо екологічного відновлення.

Повторне використання та переробка шахтних відходів у гірничодобувній промисловості може запропонувати рентабельні переваги завдяки компенсації потреб у сировині та зменшенні обсягів відходів, які потрібно використовувати. У цьому огляді [7] обговорювалися моніторинг забруднення шахтних звалищ і стратегії управління шахтними звалищами для деяких вибраних країн. Обговорювалися вплив і механізм ураження мін на навколишнє середовище разом із принципами рекультивації. Далі розглядається Закон про гірничу промисловість та нормативні акти тих самих вибраних країн. Акцент було зроблено на дотриманні екологічних законів, нормативних актів і стандартів.

Дослідженням вмісту важких металів в компонентах доквілля присвячена велика увага в світовому контексті.

Зокрема, численні дослідження присвячені промисловим регіонам США, Іспанії, Польщі, Німеччини, Великої Британії, Китаю тощо. Концентрація важких металів у ґрунті різко зросла протягом останніх трьох десятиліть, створюючи ризик для навколишнього середовища та здоров'я людини. Деякі технології вже давно застосовуються для усунення небезпечних важких металів. У огляді [43] підсумовується забруднення ґрунту важкими металами у глобальному масштабі, накопичення важких металів та їх нормативні рівні в ґрунті.

Перенесення важких металів із ґрунтів на сільськогосподарські культури може становити потенційний ризик для здоров'я людей. Подібно до високих рівнів важких металів у ґрунті та кукурудзі, концентрації Cd, Cr, Cu, Pb і Zn у зразках моху, зібраних із місць виплавки цинку Хечжан, Гуйчжоу, Китай, коливалися від 10 до 110, від 10 до 55, від 26 до 51, від 400 до 1200 і від 330 до 1100 мг/кг, відповідно, демонструючи локальну просторову структуру осадження металів з атмосфери [12].

Щоб стабілізувати та локалізувати терикон токсичних металовмісних відходів на шахті Парк Майн, Північний Уельс, у 1977-1978 роках його накрили шаром 30-40 см кар'єрних відходів і засіяли сумішшю трави/конюшини. Ріст коренів на плоскій вершині відвалу більший, ніж на схилі, але коріння не проникло в відходи, і вміст Pb, Zn і Cd у поверхневій рослинності залишається низьким. Таким чином, покриття поверхні токсичних відходів грубими матеріалами, що обмежують капілярний підйом, є дійсним методом утилізації, якщо можна контролювати бічний рух токсичного фільтрату [104].

У дослідженні [27] було вивчено генетичне різноманіття та диференціацію двох популяцій *Echium vulgare* L., що походять із родовищ гірничо-металургійних відходів Zn-Pb (популяції MP, MB) та однієї з

незабрудненого ґрунту (популяція NM). Суворі умови довкілля не зменшили генетичне різноманіття *Echium vulgare* L., а, навпаки, збільшили його. Усі маркери, вказували на диференціацію між металевими та неметалевими популяціями рослини. Використані системи молекулярних маркерів не надали єдиної інформації щодо внутрішньо- та міжпопуляційного різноманіття *Echium vulgare* L. Зроблено висновки, що використання лише однієї методики замість комбінації кількох систем маркерів може дати оманливі результати.

Багатоелементне геохімічне дослідження відходів гірничодобувної промисловості, ґрунтів, річкових відкладень, проб води та повітря здійснено в зоні впливу старих гірничо-металургійних комбінатів в Астурії (Іспанія). Загальні концентрації Hg і As в ґрунтах досягають значень до 502 і 19940 мг/кг відповідно, що в 500 і 2000 разів перевищує локальні фонові рівні. Наслідки видобутку корисних копалин видаються інтенсивними як у водах і річкових відкладах, так і в місцевій атмосфері, вміст ртуті в якій у 10 разів перевищує фоновий рівень у цьому районі [58].

Концентрація мікроелементів Zn, Pb, Cu та Cd у хвої сосни звичайної у поствугільних екосистемах не відрізнялася від даних на природних ділянках. Зроблено висновок, що в цій частині Європи в лісистих районах, з домішками кам'яного вугілля, піску, бурого вугілля і сіркою при видобутку корисних копалин немає ризику концентрації мікроелементів у шахтних ґрунтах. Виняток становив випадок Cd у ґрунтах піщаного кар'єру та відвалу кам'яного вугілля, розташованих у регіоні Верхньої Сілезії (Польща), що було більше пов'язано з промисловим тиском та осадженням забруднюючих речовин, ніж початковою концентрацією Cd у материнських породах [80].

Досліджено [134] ділянки навколо шахти кольорових металів на півдні Китаю. Три типи місць відбору проб (А–С)

були встановлені на ґрунті мінеральних відходів у зоні видобутку та на прилеглих сільськогосподарських угіддях (D) і вздовж річкового русла (E) за межами території видобутку: А, нещодавно оброблений ґрунт із мінеральних відходів; В, крутий 6-місячний штабель відпрацьованого ґрунту; С – пологий схил 12-місячного пустиря; D, ґрунт сільськогосподарських угідь в межах 1 км від шахти; і Е, річкова вода та прилеглий ґрунт. Середній вміст Pb, Zn та Cd у районі видобутку (типи А–С) становив відповідно 2028, 3794 та 14,8 мг/кг, що у 8, 19 та 49 разів перевищувало другий рівень стандарту якості навколишнього середовища для ґрунтів Китаю. Середній вміст Pb, Zn і Cd для ділянок D і Е становив 76,4, 131 і 0,18 мг/кг і 147, 194 і 0,95 мг/кг, відповідно, усі вони були під лімітами другого рівня.

Вуглевидобування в гірничопромислових районах призвело до істотних змін довкілля: просідання поверхні землі, виснаження водоносних горизонтів, забруднення атмосфери, ґрунту і води. Ці явища негативно впливають не тільки на рослинний покрив і тваринний світ, але й на здоров'я людей (масовий флюороз та гіпоплазія зубів, силікоз та ін.).

1.3. Ландшафто-трансформуючі чинники екологічної безпеки породних відвалів

У провідних країнах світу рекультиваційні роботи на техногенних ландшафтах здійснюються з 20-х років ХХ століття. Вуглевидобувна галузь в Україні представлена Львівсько-Волинським, Дніпровським та Донецьким басейнами. Львівсько-Волинський вугільний басейн розташований у південно-східній частині Львівсько-Люблінської палеозойської западини і входить до зони перикратонних занурень південно-західної окраїни Східно-Європейської платформи. Басейн вивопнений відкладами рифею, кембрію, ордовику, силуру, девону, карбону, юри,

крейди, а також кайнозойськими утвореннями [148]. Кам'яне вугілля Львівсько-Волинського вугільного басейну відноситься до відкладів карбону, який знаходиться на глибині 300-600 м. Загальні геологічні запаси його – 2 млрд т, а балансові – 1,4 млрд т [161]. Басейн складають три гірничопромислові райони – Червоноградський, Нововолинський і Південно-Західний (рис. 1.2).

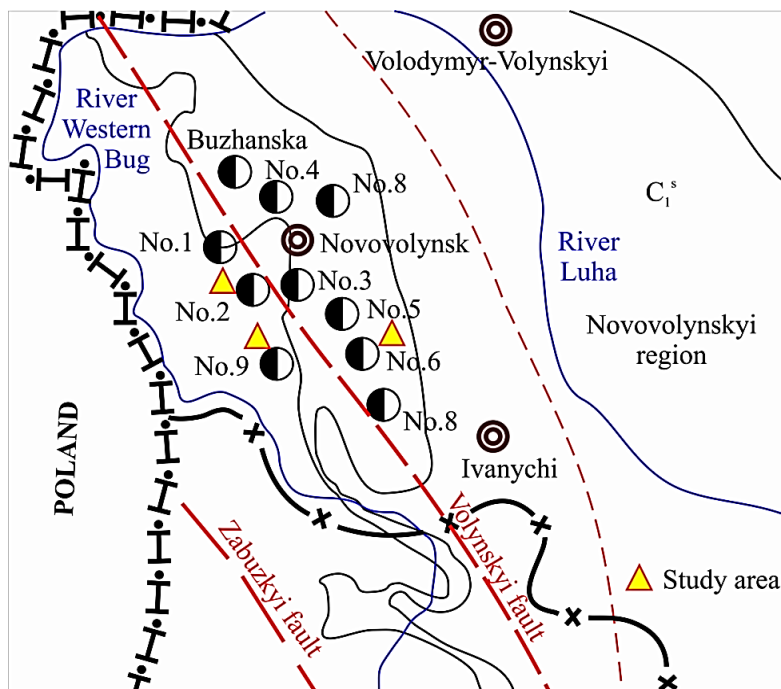


Рисунок 1.2 – Схематичне зображення Львівсько-Волинського вугільного басейну

Розробка родовищ корисних копалин супроводжується проведенням гірничих виробок по породах, де відсутні корисні компоненти, або їх кількість не рентабельною за різних обставин. Технології добування корисних копалин та технологічні параметри систем розробки не передбачають

роздільного виймання і складування відходів мінеральної сировини у відвалах з подальшим використанням в інших галузях економіки протягом часу. Великі обсяги порідних відвалів знаходяться у Донецькому вугільному басейні, де виймання вугільних пластів ведеться у складних гірничо-геологічних умовах із надтонких і тонких пластів (0,65-1,2 м) [54], що вимушує присікати породи в очисних забоях та проводити суцільне виймання породи і вугілля при проведенні гірничих підготовчих виробок.

Таким чином вугілля класу гуміти, а інколи і сапропелево-гумусові прошарки та породи, що представлені аргілітами, алевролітами, пісковиками, рідше вапняками, потрапляють до відвалів. Ці породи складаються на земній поверхні в значних об'ємах поблизу, а то і поряд, з гірничим підприємством, утворюючи, таким чином специфічний рельєф. Породні відвали мають форму териконів висотою до 60-80 м і хребтовидну форму (92%), а також плоску (8%). Породи неоднорідні за гранулометричним складом, мають розмір від глинистих частинок до брил, містять деревину, металеві предмети (труби, дроти і ін.) [160]. Маса порожніх порід вугільних та сланцевих родовищ перевищує 18,7 млрд т.

Вуглевидобування супроводжується незворотними прямими і непрямими змінами довкілля, що призводить до формування порушених земель різного типу, масштабу і генезису. В Україні проводяться численні дослідження відновлення деєастованих ландшафтів, які утворилися внаслідок складування відвальної породи. Зокрема, з метою вибору напрямів подальшого використання відвалів, науковцями у роботі [47] представлено алгоритм технологій поводження з породою на підставі удосконаленого технологічного паспорту. Екологічні паспорти породних відвалів дають можливість розробляти перспективні плани заходів щодо зменшення обсягів утворення відходів і

запобігання їх негативному впливу на довкілля та здоров'я людини. Алгоритми проведення електронної екологічної паспортизації породних відвалів, що включають етапи введення, накопичення, обробки та систематизації інформації, а також картографування місць розміщення відходів, представлені у дослідженнях [76]. Слід зазначити, що концепція застосування теорії графів для створення хронологічної моделі породного відвалу, яка дає змогу виявити осередки шкідливих речовин і дати рекомендації з подальшого використання цих речовин, сформульована попередньо у роботі [96]. За представленою моделлю можна розробити рекомендації щодо контролю за небезпечними речовинами у гірничопромислових районах та напрямками їх подальшого використання.

В Україні видобувати буре вугілля розпочали у 1860-х рр. для потреб цукрової промисловості. Найвідомішим у ті часи було Катеринопільське родовище Київщини. Але, у 1900 р. видобуток бурого вугілля було припинено [54]. Найбільший вплив на геологічне середовище надають шахтні води, тверді відходи вуглевидобування і вуглезбагачення, які складовані у відвали (рис. 1.3).

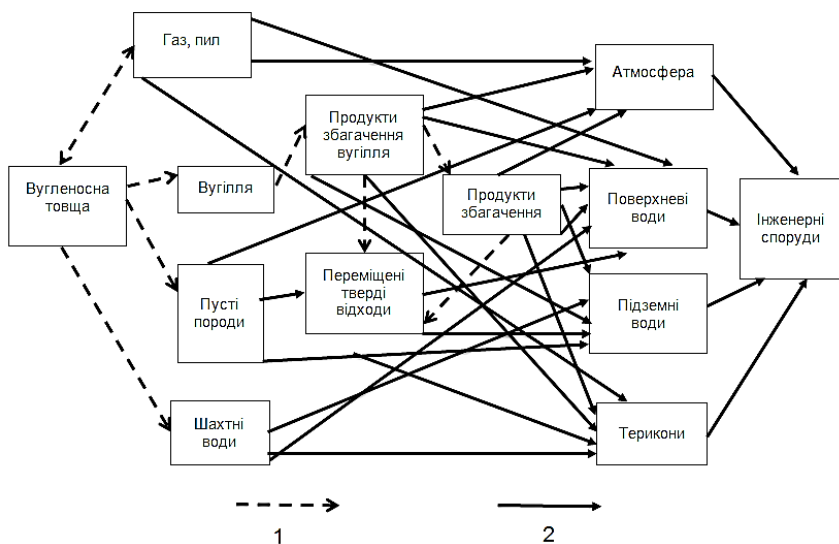


Рисунок 1.3 – Шляхи техногенної міграції речовин у вугледобувних районах: 1 – під час технологічних операцій; 2 – під впливом природних чинників

Внаслідок виділення техногенно небезпечних речовин потічки та струмки у межах функціонування відвалів бурого вугілля набувають буро-жовтого забарвлення. Основними заходами подолання небезпечних явищ є повне розбирання відвалів, рекультивация та фітомеліорация території.

Багаті сульфідами шахтні хвости в Адаку, які піддаються вивітрюванню, викликають кислотний дренаж шахти, що характеризується низьким рН (2-4) і високим вмістом SO_4 (до 800 mg L^{-1}). Зразки поверхневих вод, опадів і ґрунту, зібрані під час цього дослідження, містять вищі концентрації As, Cu, Fe та Zn порівняно з цільовими та/або межами втручання, встановленими міжнародними регуляторними органами. Зокрема, викликають занепокоєння високі концентрації As у воді (до 2900 мкг/л) і осадах (до 900 мг/кг) [11].

В роботах [53, 55] звертається увага на ті обставини, що крім планових відходів гірничого виробництва до них додаються значні додаткові об'єми породи і корисних копалин, що відслоюються в результаті напружено-деформованого стану гірського масиву, а також штучного масиву, обвалюються в гірничі виробки і видаються на земну поверхню при веденні гірничих робіт. До цього ще треба додати породні відвали, шламосховища та відстійники, що розташовані поблизу збагачувальних фабрик, а ці породи є більше подроблені ніж у відвалах гірничих підприємств. Для їх розміщенні виймаються із обороту значні площі земної поверхні. Так, наприклад, у породних відвалах Львівсько-Волинського регіону накопичено 40,0 млн м³, а за зайнятими площами займає друге місце (320 га) після Покровського району Донецької області. Вугленосні формації займають 15% території континентів [160]. Розподіл породних відвалів вугільних шахт Львівсько-Волинського регіону за обсягами та площею виглядає таким чином рис. 1.4.

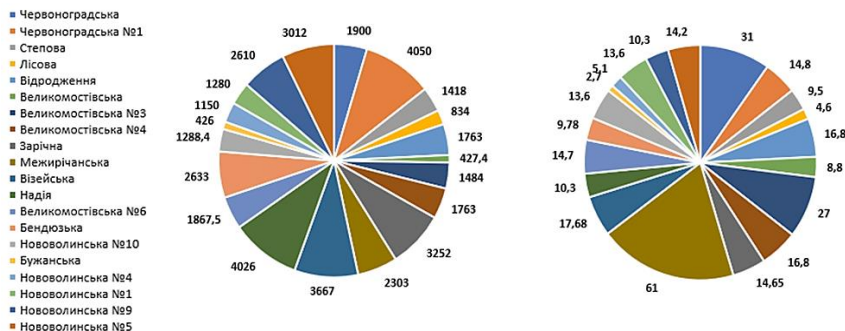


Рисунок 1.4 – Розподіл породних відвалів Львівсько-Волинського регіону за обсягами накопичених порід (а) та зайнятими площами (б)

Таким чином в окремому промисловому районі утворюється анклав із забрудненого довкілля, що за своїми обсягами впливає на загальний санітарний стан регіону та

розподіл атмосферних потоків. Донецький і Львівсько-Волинський вугільний басейн з розвинутою інфраструктурою гірничих підприємств становлять загрозову ситуацію, що може перерости у зони екологічної катастрофи. Хімічний склад порід терикона є близьким до порід вугленосної товщі Львівсько-Волинського басейну [160] (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

Хімічний склад гірничих порід терикона шахти
«Червоноградська» [160]

Гірські породи	SiO ₂	Al ₂ O ₃	TiO ₂	FeO	CaO	MgO	K ₂ O+ Na ₂ O	H ₂ O	SO ₃	P ₂ O ₅
Пісковики	75-85	5,7- 9,7	0,2- 0,6	2,7- 4,0	0,1- 0,5	0,4- 1,3	0,9- 1,5	1,8- 4,0	0,1- 0,2	0,0- 0,1
Аргіліти	49-58	9,6- 22,5	0,4- 1,0	8,8- 9,9	0,7- 3,5	1,2- 2,0	1,2- 3,0	1,9- 4,5	0,2- 6,5	0,2- 2,0
Алевроліти	49,8- 70	16,2- 23,0	0,8- 1,5	1,2- 1,5	0,7- 1,4	0,8- 1,4	1,5- 3,9	0,5- 1,5	0- 0,3	0,1- 0,5
Горілі породи	60	22,7	1,0	8,0	0,8	1,5	2,5	2,5-	0,95	0,1
Вивітрені породи	38	16,5	0,8	10,5	0,8	1,9	2,2	27,9	0,55	0,6
Невивітрені («свіжі» породи)	38,5	17,4	0,7	12,0	0,8	1,5	2,3	24,8	0,35	0,2

Цей хімічний склад порід є характерним і для інших породних відвалів шахт цього регіону. Порода знаходиться у подробленому вигляді і більшість хімічних елементів, що утворюють складані геологічні структури, взаємодіють з атмосферою та опадами. Крім новоутворень хімічних сполук у породних відвалах до них додаються рудникові гази, що піднімаються на земну поверхню через тріщини та тектонічні порушення CH₄, CO₂, SiO₂, CO, TiO₂ та інші сполуки, що утворилися природним шляхом, або під час ведення гірничих робіт чи газифікації вугільних пластів [29]. У початковій,

активній фазі дії відвалів, живі істоти майже відсутні, але відбуваються перехідні процеси окислення порід (температура горіння териконів становить $+900^{\circ}\text{C}$ – $+1300^{\circ}\text{C}$), їх перехід у фазу спокою, де утворюються сприятливі умови для відроджується безхребетних організмів.

За даними [29] встановлено, що найбільший вміст у аргілітах та алевролітах SiO_2 та Al_2O_3 . Загальний вміст (%) токсичних компонентів порід відображено у діаграмі на рис. 1.5.

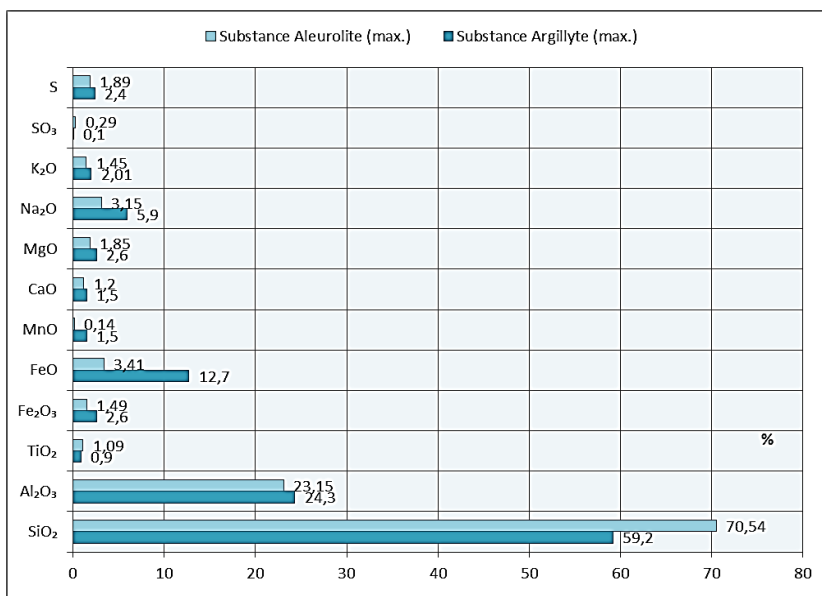


Рисунок 1.5 – Хімічний склад породи відвалу збагачувальної фабрики ПАТ «Львівська вугільна компанія» [172]

Едафічним дослідженням відвальної породи шахт присвячено чимало наукових праць вітчизняних та закордонних вчених. Зокрема, основні заходи щодо формування та відновлення відвалів вугільних шахт та їх

екологічна небезпека обговорювалися на вітчизняних різноманітних заходах. У роботі [102] зазначено, що гірничо-промисловість спричиняє утворення забруднених територій, які, незважаючи на те, що вони повні цінних металів, мають високі концентрації токсичних важких металів, що забруднюють довкілля. Одним із таких забруднених регіонів є Сокальський район Львівської області на території якого функціонує Львівсько-Волинський вугільний басейн. Функціонування вугільного басейну спричиняє значне забруднення всіх компонентів біосфери та спричиняє захворюваність населення [86]. Відмічається, що завдяки рослинності із породних відвалів можна вилучати цінні метали, видобування яких із земної кори є економічно не вигідним [35]. Успіх фіторе mediaції (особливо фітоекстракції) значною мірою залежить від біодоступності елементів, які, серед інших, є функцією мінеральних фаз ґрунту, органічної речовини ґрунту, рН і окисно-відновного потенціалу [124].

Небезпечними процесами, які спостерігаються на відвалах шахт є самозаймання породи із подальшим горінням. Цей процес є екзотермічним та супроводжується підвищенням температури, яка прискорює процес окислення, що в кінцевому підсумку призводить до самозаймання всього відвалу [18]. Одним із найбільш перспективних способів боротьби із екологічною небезпекою відвалів шахт є фітомеліорація. Для зниження негативного впливу вугільних шахт на довкілля необхідно здійснювали моніторинг та запроваджувати природоохоронні заходи [121].

Аналізуючи передові дослідження щодо функціонування породних відвалів вугільних шахт слід зазначити, що вони проводяться за трьома напрямками: 1) встановлення екологічної небезпеки в зоні їх впливу; 2) особливості формування їх поверхні та бічних сторін; 3) біологічне (фітомеліоративне відновлення).

Дослідженням основних складових екологічної небезпеки відвалів вугільних шахт присвячена наукова праця [113]. У роботі наводяться дані про горіння відвалу шахти «Eliska» (Чехія), інтенсивність якого припадала на 1960-ті, 1980-ті роки ХХ століття. Встановлено, що концентрації Hg, Pb, Cd у стічних водах з відвалу перевищують граничнодопустимі концентрації відповідно до законодавства Європейського Союзу. Відбувається активне вимивання небезпечних речовин та сполук дощовою водою, що збільшує рівень регіональної екологічної небезпеки. Дослідженням методів ідентифікації сульфатів під час горіння відвалів присвячена стаття [140]. Встановлено, що під час горіння у їх товщі утворюються специфічні рідкісні мінерали. Авторами [140] встановлені концентрації поліциклічних ароматичних вуглеводнів у продуктах горіння породних відвалів.

Щодо особливостей формування відвалів шахт (складування породи), то тут слід відмітити дослідження [49], де автори доводять, що відкритий спосіб добування є найбільш заощадливим та екологічно прийнятним, оскільки зменшуються площі розміщення відвалів. У роботі акцентується увага на необхідності проведення рекультивації вже сформованих відвалів. Науковцями в роботі [24] відображені результати моделювання водно-фізичних властивостей ґрунтів, які використовуються для рекультивації відвалів, а також встановлені фізичні параметри формування насипного шару в умовах Лісостепової зони.

У світовому контексті присвячено чимало наукових праць щодо екологічної та техногенної небезпеки породних відвалів. Серед таких робіт слід відмітити наукові дослідження польських вчених [5, 67]. Зокрема, у відходах вугілля, що постраждали від термічного впливу, виявляють зміни, зафіксовані органічними та мінеральними речовинами.

Усередині та на краях частинок органічної речовини з'являються тріщини неправильної форми, які окислюються, випаровуються та пластифікуються. Мінеральні фази зазнали окислення, зневоднення, відновлення структури та перекристалізації [67]. Розподіл ареалу рослинності внаслідок зміни терміки ґрунту досліджено протягом трьох періодів у межах обраної трансекти, на яких виділено три типи поверхонь із різною термікою ґрунту та напрямками самозаймання. Температура коливалась від +9,9°C до +139°C на глибині 20 см і одночасно від +3,1°C до +69,0°C на поверхні. Загальний вміст органічного вуглецю в усіх зразках коливався від 1,7% до 7,6% і одночасно від 3,1% до 4,5% в місцях активного вогню. Концентрація загального азоту коливалася від 0,023% до 0,29%. Реакція ґрунту (pH) коливалася від 5,8 до 8,0 (у H₂O). Мінливість ареалу рослинності в часі та просторі вказувала на напрямки переміщення пожежних плям. Аналіз показав, що підземна температура має значний вплив на поширення та видовий склад рослин, що ростуть на вугільних відвалах [202].

Дослідження вугільних шахт Північної Африки [163] показали, що вугілля мають високу реакційну здатність до самозаймання, ніж сланці. Обидва матеріали показують, що збільшення вмісту вуглецю, вологи, водню, летких речовин, азоту та зменшення вмісту золи можуть доповнити схильність до самозаймання. Приблизний і остаточний аналіз випробуваних зразків показує, що ці властивості можуть бути використані як інструмент для вимірювання схильності до самозаймання.

Тривають подальші дослідження з петрографічного аналізу та детального геотехнічного вивчення вугілля та вугільних сланців, щоб оцінити їх вплив на прогнозування та мінімізацію події спонтанного нагріву [95]. Значну шкоду довкіллю, окрім впливу породних відвалів, приносять також

нафтові забруднення ґрунтів, які виникають внаслідок надзвичайних ситуацій [39].

Дослідження [126] було спрямоване на породні відвали шахти Ченчжуан, розташованої в китайській провінції Шаньсі. Результати тестів запрограмованого нагрівання допомогли визначити, що СО та C_2H_4 можна використовувати як індексні гази при прогнозуванні ступенів самонагрівання вугільної породи. Результати показали, що методи ізоляції укладанням лесу можуть ефективно пригнічувати процеси самонагрівання. Крім того, виділення СО та споживання O_2 породою були зменшені. Дослідження також показало, що при лесовому шаруватому укладанні гальмівний вплив на самозаймання вугільної породи посилюється зі збільшенням товщини лесових шарів.

Лісові пожежі, що відбуваються у вододілах, які були утворені в районах видобутку та відновлені, створюють унікальну небезпеку для водопостачання нижче за течією. Пожежа поблизу Боулдера, штат Колорадо, яка знищила лісистий вододіл, який відновлювався від гірничодобувних порушень, що виникли 80-160 років тому, дали змогу оцінити забруднення миш'яком та металами в потоках, які осушують згорілу територію протягом п'ятирічного періоду після лісової пожежі та визначити гідрологічні чинники, які постраждали від пожежі, які транспортують миш'як і метали в поверхневі води. Передбачуване збільшення частоти, розміру та інтенсивності лісових пожеж на заході США, регіоні з широко розкиданими історичними шахтами, свідчать про те, що перетин застарілих гірничодобувних робіт та гідрологічної реакції після лісових пожеж створює зростаючий ризик для водопостачання [113].

У статті [120] зроблений аналіз джерел літератури про геохімічні, геотехнічні та інженерно-технічні властивості геоматеріалів породи вугілля, щоб оцінити придатність як заміни як заповнювачів, так і в'язучих в бетонних і

цементних композитах (на відміну від огляду властивостей самих цих продуктів). Встановлено, що відходи видобутку вугілля дійсно є хорошими кандидатами (як сировина) для використання та переробки в будівельних цілях. З геохімічної точки зору ключем до успішної операції з переробки є знання їх мінерального вмісту (які, як правило, різноманітні і варіюються від однієї шахти до іншої) і процесів, які вони зазнають, перетворюючись на складові нових матеріалів. В роботі [38] обґрунтовано технологічну схему формування бульдозерного відвалу з урахуванням придатності порід для цілей рекультивації, що дає змогу знизити негативний вплив гірничих робіт на навколишнє середовище. Розроблено алгоритм розрахунку параметрів бульдозерних відвалів і створена цифрова топографічна модель селективного формування відвалу. Науковці [66] розробили математичну модель процесу фільтрування забруднюючих речовин через ґрунтовий масив та надані рекомендації з екологічно безпечного зберігання й переробки відходів фосфогіпсу. Запропоновано технологію комплексної переробки відходів фосфогіпсу з виготовлення протирадіаційних будівельних виробів і супутнім вилученням рідкоземельних елементів.

Самозаймання породних відвалів вважається серйозною екологічною проблемою, де б не проводився активний або неактивний видобуток вугілля. Ця проблема представлена з двох активних регіонів видобутку вугілля з Польщі (Верхньосілезький вугільний басейн) та України (Донецький вугільний басейн) на основі мінералогії, органічної петрографії та геохімії, а також методів дистанційного зондування. У відходах вугілля, що постраждали від термічного впливу, виявляють зміни, зафіксовані органічними та мінеральними речовинами. Усередині та на краях частинок органічної речовини з'являються неправильні тріщини та тріщини, які окислюються, випаровуються та пластифікуються. Мінеральні фази зазнали окислення,

зневоднення, відновлення структури та перекристалізації. Найвищі температури, що утворюються під час пожежі, викликають плавлення та утворення паралави. Під час самонагрівання деякі халькофільні елементи, такі як Hg (переважно присутні у вигляді HgS), Pb, Zn, можуть збагачуватися та вивільнятися, або різні органічні забруднювачі, такі як феноли (походять із частинок вітриніту), різні ПАУ з алкільними заміниками, хлоровані ПАУ або сірка утворюються гетероцикли. Запроваджені методики дистанційного зондування допомогли локалізувати та контролювати гарячі точки з різними діапазонами температур [67].

На сьогодні існує багато методів вимірювання температури породних відвалів. Найновішими, а також найпопулярнішими є пірометричні та дистанційні методи. З метою аналізу польові роботи на обраному вугільному відвалі у Верхньосілезькому вугільному басейні були проведені за допомогою пірометричних (точкові вимірювання) та дистанційного зондування (теплові знімки). Серію фотографій і вимірювань порівнювали в часі та просторі, щоб уловити тенденції змін. Виявлено розбіжності в отриманих даних. Дослідження показали, що використання лише одного методу допомагає ідентифікувати пожежу, але не дає достатньої інформації про його структуру. Комплексний моніторинг – найкраще рішення [2]. Польові роботи довели, що за допомогою аерофотознімків набагато легше передбачити напрямок і швидкість руху вогню. У випадку з наземними вимірюваннями головною проблемою є збереження постійної висоти та кута для всіх фотографій. Визначити розташування осередків пожежі в географічному просторі за аерофотознімками, безумовно, легше, ніж на основі наземних знімків. В основному це пов'язано з неможливістю перевірити геолокацію об'єктів за фотографіями, зробленими горизонтально [3].

Науковцями [51] встановлено, що при температурі $+500^{\circ}\text{C}$ в породі відвалу в твердому залишку з'явилися кокс і напівкокс. При температурах $< +500^{\circ}\text{C}$ кількість In, Sb, Tl, Zn, As, Mo, Sn, Pb, Se, Hg та Cd в залишку піролізу зменшувалася. Плавлення сульфідів під час піролізу може бути однією з причин високої летючості халькофільних елементів. Зміна режимів пожеж може суттєво вплинути на динаміку рослинності та властивості екосистеми. Нещодавнє різке збільшення частоти пожеж у всьому світі та виникнення мегапожеж привернули увагу вчених, політиків та ЗМІ [105].

Проведений аналіз As і потенційно токсичних металів (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb і Zn) у поверхневому ґрунті старого місця видобутку золота в Мелдоні, штат Вікторія, Австралія, щоб виявити стан поточної концентрації металу. Результати виявили середні концентрації металів від найвищої до найменшої в порядку: $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{As} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Hg} > \text{Cd}$. Статус ділянки оцінювався безпосередньо шляхом порівняння концентрації металу в зоні дослідження з відомими середніми рівнями ґрунту в Австралії та Вікторії та рівнями санітарних досліджень, встановленими різними організаціями. Зроблено висновок, що в умовах коливань клімату з посиленням штормових явищ і лісових пожеж ці токсичні метали можуть мобілізувати забруднювачі, становити реальну загрозу для навколишнього середовища та суспільства [1].

Результати досліджень [25] показали, що біовугільні середовища демонстрували помітно високу здатність зв'язувати метали та нейтралізувати кислотність, підтримували помітно кращий ріст рослин та пом'якшували передачу металу від коренів рослин до пагонів. Додавання органічних рідких відходів (побутові стічні води та суміш для гідролізації рослинної соломи) стимулювало відновлення біогенного сульфату після 40 днів адаптації для ефективного

видалення багатьох важких металів з стічної води гірничого походження.

Метою дослідження [125] була оцінка взаємозв'язків між рослинністю, фізико-хімічними та мікробними властивостями субстрату на місцях відвалу вугільної золи та шламу. Властивості золи та мулу негативно впливали на мікробну біомасу та ферментативну активність, на що вказують значні негативні кореляції між вмістом лужних/лужноземельних металів, важких металів та макроелементів з ферментативною активністю та/або мікробною біомасою, а також позитивні кореляції цих параметрів з метаболічним коефіцієнтом ($q\text{CO}_2$).

У дослідженнях [19, 95] розглядаються особливості Львівсько-Волинського вугільного басейну як осередку промислового розвитку Західної України. Відвали шахтних порід басейну мають високу кислотність, значний вміст різноманітних солей і сульфат-іонів. Висока мінералізація стічних вод зумовлена переміщенням до водозбірних пунктів і взаємодією такої води з породними відвалами.

У роботі [114] здійснено аналіз впливу технічних засобів механізації рекультиваційних робіт на якість земель, що підлягають відтворенню в умовах відкритих гірничих розробок. Запропоновано методичний підхід до вибору варіанта механізації робіт з рекультивації земель за показниками сформованої якості техногенних земель сільськогосподарського призначення, як чинника їх грошової оцінки, та рівнем витрат на їх відтворення.

Автори в дослідженні [123] декларують п'ять важливих елементів, які слід включити в дослідження найкращої практики, це кліматичні умови, фізичні характеристики відвалу, геохімічні процеси, водний режим і навантаження на навколишнє середовище з часом, оскільки водний викид CO_2 із відвалів вугільних порід відбувається протягом десятиліть

або століть. Визначено ключові міркування для кожного з цих елементів, щоб керувати найкращою практикою.

Таким чином, вивчення вмісту важких металів у породі відвалів вугільних шахт є актуальним питанням сьогодення, оскільки результати таких досліджень є складовою моніторингу екологічної безпеки гірничодобувних регіонів. Розглянемо вміст важких металів у териконі та їх розподіл однієї із найбільших вугільних шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну – «Червоноградської».

Фізико-хімічні дослідження субстратів у межах Нововолинського гірничопромислового комплексу наведено у роботі [158]. Встановлено, що у досліджених ґрунтах вміст оксидів заліза високий у середніх (елювіальних) горизонтах і зменшується при наближенні до материнської породи. Це викликано опідзолюванням (руйнуванням алюмосилікатів і переміщенням їх продуктів у нижні горизонти). Вміст важких металів у ґрунтових профілях нерівномірний через порушення генетичних горизонтів, зміни кислотності, пригнічення кругообігу елементів та значного техногенного впливу під час роботи шахт.

Дослідження едафотопів в контексті вивчення фізико-хімічних властивостей, які формуються під впливом температурних та вологісних режимів у місцях горіння і згасання, здійснені не в повній мірі. Це стосується і групи шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну.

1.4. Захист довкілля в умовах вуглевидобування

Основним заходом із зниження рівня екологічної небезпеки девастованих ландшафтів у межах впливу вуглевидобування є рекультивація та фітомеліорація. Унаслідок відкритих способів розробки корисних копалин у Великобританії відвалами порушено близько 9 тис. га території. Всього гірничодобувна промисловість вилучила із

народногосподарського використання 80 тис. га або 0,4% усієї території країни [164].

Звалища вугільних відходів, незважаючи на їх теплову активність, охоче і спонтанно заселяються рослинністю, але те, як вона потрапляє і як покриває звалище, значною мірою залежить від форми звалища, способу його спорудження, оголення і розвитку прилеглих територій, а також від перебігу теплових процесів. На ділянках переважали рудеральні та лучні види, що належать до класів *Artemisietea* та *Molinio-Arrhenatheretea*, що відносяться до трансформованих біотопів. Дослідження показали, що у разі горіння породних відвалів вугільних шахт рекультивація не має ефекту, якщо об'єкт не захищений належним чином від пожежі [4].

Важливим екологічним завданням є відновлення рослинного покриву деастрованих ландшафтів шляхом проведення рекультиваційних робіт [23, 45]. Слід зазначити, що на породних відвалах спостерігається відновлення рослинного покриву представниками зональної малополіської флори [135]. Це дає змогу прогнозувати сукцесійні процеси в напрямі оптимізації екосистем деастрованого ландшафту. Окрім відвалів вуглевидобування на території басейну існують також такі деаस्ताції: сміттєзвалища, буровугільні відвали, торфовища, горільники та згарища внаслідок пожеж у природних екологічних системах, відкриті гірничі виробітки, шламонакопичувачі, хвостосховища, що, безумовно, призводять до погіршення регіональної екологічної безпеки (рис. 1.6).

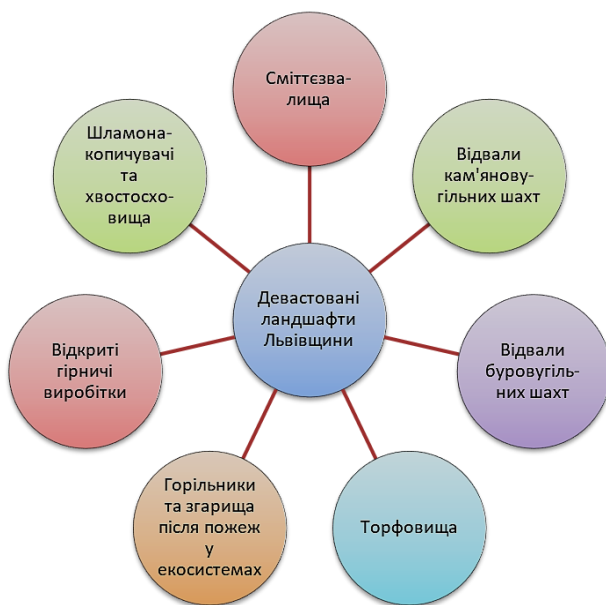


Рисунок 1.6 – Різновиди девастрованих ландшафтів Львівщини

Слід зазначити, що питання адаптації девастрованих ландшафтів до умов довкілля всебічно вивчаються різними науковцями. Безумовно, що в основі ренатураційого підходу лежить природна перетворювальна функція рослинного вкриття.

Проблеми заліснення териконів Червоноградського гірничопромислового району, що належить до Львівсько-Волинського вугільного басейну, відобразила у своїх дослідженнях У. Б. Башуцька [135]. Отримані дослідницею матеріали свідчать, що природні процеси скеровані на формування трав'яного та деревно-чагарникового рослинного покриття на териконах.

Науковцями [171] для дослідження було вибрана кар'єр та відпрацьовані відвали порід Яворівського ДГХП "Сірка", утворені при відкритому видобутку сірки, кар'єри та відвали

Ясеницького родовища піску та Західний і Східний Знесінські кар'єри, розміщені на території РЛП "Знесіння" у м. Львові. Аналіз результатів обстеження експериментальних лісових культур 1980 року насадження показав, що найкращою біологічною стійкістю та ростовими характеристиками на цих об'єктах відзначаються *Salix caprea*, *Robinia pseudoacacia*, *Amorpha fruticosa* та *Corylus maxima*.

Геник Я. В. [142] досліджував трансформаційні процеси в порушених екосистемах Карпатського регіону України та їх фітомеліорацію. Науковцем розроблено теоретичні та методологічні засади встановлення ступеня трансформованості порушених екосистем на основі бальної оцінки компонентів лісового фітоценозу та фіторізноманітності, розроблено теоретичні та методологічні засади встановлення ступеня трансформованості порушених екосистем на основі бальної оцінки компонентів лісового фітоценозу та фіторізноманітності.

Дослідження сингенетичної стадії сукцесії відвалів гірничо-збагачувальних комбінатів Криворізького залізрудного басейну показали, що на відвалах 15-20-річного віку формуються рослинні угруповання (фації), пов'язані з абіотичною міграцією речовини із ландшафту [169].

У роботі [131] встановлено позитивну динаміку до зменшення викидів вуглецю із поверхні відвалів після фітомеліорації. У роботі [103] досліджено спонтанну рослинність буровугільних відвалів на території Німеччини, Чехії. Встановлено, що спонтанна регенерація виявилася більш цінною та економічно ефективною з точки зору охорони природи, аніж лісова рекультивация і повинна розглядатися як альтернативна стратегія відновлення лісового господарства в Центральній Європі. Науковці з Китайського університету наук про землю (Пекін) із 1986

року проводять дослідження антропогенно порушених земель. Вони встановили, що ефективність рекультивації полягає у відновленні рослинного покриву до 40-60% за 5 років і збільшується до 60-100% за 8 років [10]. Автори [10] зазначають, що екосистема значно покращилася після заходів з рекультивації. Науковці [48] дослідили взаємозв'язок між розмірами частинок фракцій ґрунтового субстрату та видовою різноманітністю спонтанної рослинності на породних відвалах шахт у Верхній Сілезії (Південна Польща). Аналізи базувалися на 2567 дослідних ділянках розвинутої спонтанної рослинності, а зразки ґрунтового субстрату, зібрані з 112 шахтних порід. Встановлено, що найвище видове багатство і найвищі значення індексів різноманітності спостерігалися на каменистих ділянках. Водночас, найбільше різноманіття в участі видів, що представляють різні середовища існування, життєві форми, було виявлено на гравійних субстратах.

Природне (фітомеліоративне) відновлення девастрованих територій та виведення із експлуатації потенційно-небезпечних об'єктів складування відходів проходить дві основні стадії: сингенетичну та ендеокогенетичну. Сингенетична стадія сукцесії характеризується піонерним заростанням девастрованих територій, переважно, рудеральними видами, які не вступають між собою у конкуренцію та піддаються лише едафо-кліматичному впливу. Ендеокогенетична стадія сукцесії передбачає жорстку боротьбу між рослинними угрупованнями за територію розвитку та, у кінцевому випадку, формування більш-менш стійких фітоценозів [161].

Для підвищення ефективності та якості обробки засолених ґрунтів використовується багато нових методів, таких як змішування типів обробки, змішані рослинні культури, біостимуляція тощо, які можуть бути розширені до нових методів, таких як спільна обробка та заходи контролю

потоків солі. Нові методи перебувають на початкових стадіях, які потребують подальших досліджень [110].

Науковці [17] декларують, що ретельний відбір порід дерев, контроль уже існуючої рослинної та мікробної флори, аналіз властивостей ґрунту, поживних речовин, прогнозування подальшого розвитку трав'янистих та мікробних угруповань разом із можливістю поправки та застосування гербіцидів є важливими для успішного відновлення шахтних ділянок за допомогою дерев.

Висновки до розділу 1

Вугледобувна галузь спричиняє значне техногенне навантаження на довкілля, впливає на здоров'я людей та трансформує умови життя незалежно від місця чи країни видобутку. Найбільш небезпечними чинниками порушення якості довкілля є породні відвали. Дослідження впливу породних відвалів вугільних шахт на організм людини та біоту проводяться практично у всіх індустріально розвинених країнах та країнах, де експлуатуються шахти корисних копалин.

Львівсько-Волинський вугільний басейн розташований на північному заході України у верхній течії річки Західний Буг. Площа басейну – 1400 км², протяжність 190 км, середня ширина 60 км. Львівсько-Волинський вугільний басейн складається з 3-х гірничопромислових районів з яких видобування відбувається лише в Нововолинському та Червоноградському. Нововолинський гірничопромисловий район розташований на півночі басейну в межах Волинської височини, а Червоноградський – на півдні в межах малого Полісся.

У досліджуваному регіоні виявлено діючі відвали (на які продовжуються насипи) та не діючі (насипи породи припинені та відбувається самозаростання рослинністю). Загалом на відвалах досліджуваних шахт (разом із

перегорілими та тими, що супроводжуються горінням породи) накопичено понад 17994749 м³ породи.

Питанням біологічного та фітомеліоративного відновлення поверхні відвалів вугільних шахт присвячено чимало наукових досліджень, які висвітлені в низці наукових статей. Ці дослідження спрямовані за двома підходами: сприяння природному відновленню рослинності та створення штучних стійких насаджень, проте всі вони мають спільну мету – підвищення екологічної безпеки вуглевидобувних регіонів.

РОЗДІЛ 2. ПРЕДМЕТ, ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ, МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ДЛЯНОК

2.1. Програма досліджень

Природно-технічні геосистеми в регіонах вуглевидобування потребують комплексних досліджень у зв'язку із значним впливом на еколого-техногенну безпеку довкілля. Окремо досліджуваний гірничодобувний регіон характеризується низкою чинників впливу на екологічну безпеку, серед яких ландшафто-трансформуючі, едафо-кліматичні, географічні, мікрокліматичні, що є визначальними та унікальними для кожного.

Мета роботи – встановити особливості впливу чинників еколого-техногенної небезпеки ліквідованих шахт на підсистему природних об'єктів та ренатуралізація підсистеми штучних об'єктів фітомеліоративними методами.

Відповідно до поставленої мети передбачалося розв'язати такі завдання:

- провести аналіз теоретичних передумов урбоекоекологічних досліджень «природна підсистема – соціальна підсистема – технічна підсистема»;
- вивчити стан екологічної безпеки природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування;
- визначити основні чинники впливу на підсистему природних об'єктів у регіонах вуглевидобування;
- встановити розподіл та міграцію важких металів, а також температурні та радіаційні поля у зоні впливу породних відвалів ліквідованих шахт;
- встановити типологічну схему екотопів породних відвалів на основі дискримінантного аналізу;

- встановити геохімічні властивості техногенних водоїм та стічних вод у зоні впливу породних відвалів ліквідованих шахт;
- вивчити умови розвитку земельної біоти під впливом ландшафто-трансформуючих, хімічних, фізичних, експлуатаційних чинників;
- встановити роль природної фітомеліорації в ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів у регіонах вуглевидобування.

Примірний алгоритм досліджень природно-технічних геосистем ліквідованих шахт наведено на рис. 2.1

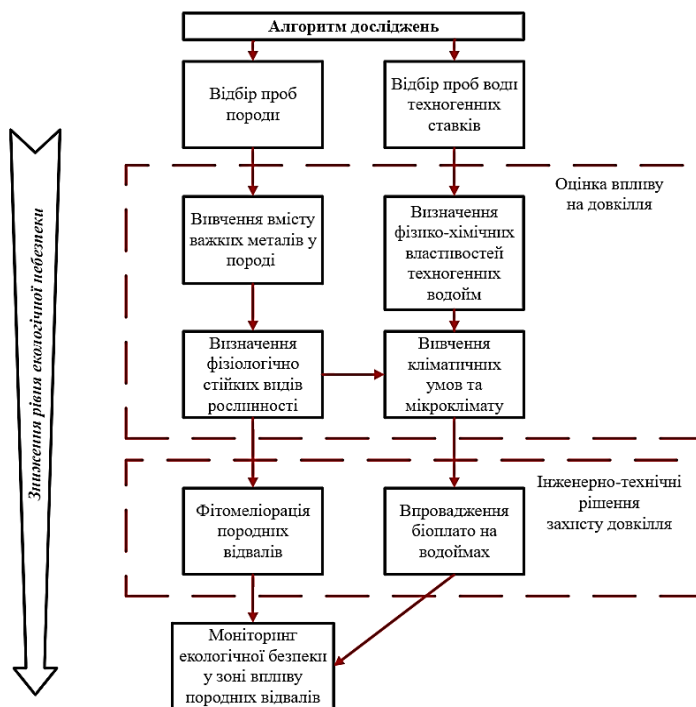


Рисунок 2.1 – Алгоритм досліджень екологічної безпеки природно-технічних геосистем в районі вуглевидобування

Дослідження екологічної безпеки природно-технічних геосистем в районах вугледобування повинні передбачати системний характер та застосування значного обсягу методологічного апарату.

2.2. Предмет, об'єкт, методи, методики досліджень

Об'єкт дослідження – процес формування еколого-техногенної небезпеки та фітомеліоративні заходи захисту природно-технічних геосистем ліквідованих шахт.

Предмет дослідження – ландшафто-трансформуючі, хімічні, фізичні, експлуатаційні чинники екологічної небезпеки, їх вплив на біоту та природна фітомеліорація породних відвалів вугільних шахт.

Методи дослідження. У роботі використано фізичні, хімічні, біоіндикаційні, ґрунтознавчі, фітоценотичні, математико-статистичні методи дослідження, системного аналізу та логістичних побудов. Програмне забезпечення: програми Surfer, MS Excel, MS Visio, Paint, Statistica 8.

Відбір та опрацювання зразків породних відвалів здійснено у відповідності до вимог, що викладені у низці нормативних документів. Зокрема, відбирання проб проведені відповідно до [150, 152, 153]. Зберігання зразків та оброблення результатів для фізико-хімічного аналізу здійснено згідно з [154, 155]. Показники родючості ґрунтів встановлені відповідно до [151]. Опис генетичних горизонтів здійснювався з використанням положень «Атласу ґрунтів» [141]. Класифікацію виявлених ґрунтів здійснено відповідно до загальноприйнятих методик, що описані у цій же книзі.

Фізико-хімічні дослідження едафотопів та ґрунтів у межах горизонтів здійснювали згідно з [182]. Зокрема, гранулометричний склад ґрунту визначали за методом Качинського з підготовкою пірофосфатним методом; гумус – за методом Тюріна в модифікації Нікітіна; рН водної і сольової витяжки – потенціометрично; гідролітичну

кислотність та суму ввібраних основ – за методом Каппена; ступінь насиченості основами – розрахунково; обмінні кальцій і магній – комплексонометричним методом; азот легкогідролізований – за методом Корнфілда; рухомий калій – за методами Чирікова (не карбонатні зразки) і Протасової (карбонатні зразки); рухомий фосфор – за методами Чирікова (не карбонатні зразки) і Мачигіна (карбонатні зразки); CO₂ карбонатів – на кальциметрі за методом Гейслера-Максим'юк.

Аналіз вмісту мікроелементів в відібраних субстратах породи здійснювався на приладі ICP-MS в хімічній лабораторії Технічного університету «Фрейберзька гірнична академія» (м. Фрейберг, Німеччина). Метод виконання аналізів – мікрохвильове індуковане спалювання з подальшим вимірюванням за методом індуктивно-плазмової мас-спектрометрії. Гранично-допустимі концентрації (ГДК) вмісту важких металів у породі порівнювали із даними, які відображені в працях [52, 173]. Статистичний аналіз результатів напівкількісних спектральних досліджень порід поверхні терикона на дільниці шахти «Червоноградська» виконано засобами пакета прикладної статистики Statistica 8. За результатами досліджень більше 50 проб, взятих на глибині до 0,3 м визначався статистичний розподіл вмісту важких металів Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co у відвалах шахти. Також було проведено кореляційний аналіз.

Дослідження фізико-хімічних показників водойми в зоні впливу породного відвалу шахти «Надія» здійснено у Науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки, яка функціонує в Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності (м. Львів, Україна). Свідоцтво про відповідність системи керування вимірюваннями № РА091/21 від 30.11.2021 р., чинне до 29.11.2026 р., видане ДП "Львівстандартметрологія". Положення про НДЛ розроблене на основі нормативного документа: «Порядок добровільного

оцінювання системи керування вимірюваннями. Загальні вимоги та порядок проведення. СОУ 43.01-04725912-001.2016» (наказ ДП «Львівстандартметрологія» від 21.03.2016 р. № 648). Приміщення та навколишнє середовище лабораторії відповідає санітарним нормам, правилам і вимогам охорони праці. Використані засоби вимірювальної техніки – електрофотоколориметр КФК-2, ваги аналітичні, мірний посуд. Результати досліджень води засвідчено протоколом ВП-182/21 від 24.11.2021 р., у якому наведено нормативні документи граничнодопустимих концентрацій досліджуваних показників.

У роботі застосовано статистичний метод дослідження – коефіцієнт кореляції Пірсона (для оцінки взаємовпливу досліджуваних показників), який розрахований за формулою (2.1):

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^m (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^m (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^m (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{cov(x, y)}{\sqrt{s_x^2 s_y^2}}, \quad (2.1)$$

де, \bar{x} , \bar{y} – вибіркові середні;

s_x^2 , s_y^2 – вибіркові дисперсії, $r_{xy} \in [-1, 1]$.

Модель поширення важких металів створено за допомогою комп'ютерної програми Surfer. Моделювання природної фітомеліорації породного відвалу здійснено за допомогою комп'ютерної програми Landscaping Designs.

Для обґрунтування ефекту майбутнього фітомеліоративного процесу шляхом використання трав'янистого і деревно-чагарникового матеріалу на девастрованій ділянці досліджуваного терикону, розрахований коефіцієнт фітомеліоративної ефективності рослинного покриву, який оцінюється у балах.

Для визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності використана наступна формула (за В.П. Кучерявим, 2003):

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_a \cdot b + S_{pm} \cdot b + S_f \cdot b + S_v \cdot b + S_{sv3} \cdot b + S_{sv1} \cdot b + S_{st} \cdot b + S_r \cdot b)}{S}, \quad (2.2)$$

де, S_p - пратоценозом; S_a - агроценозом; S_{pm} - помологоценозом; S_f - фрутоценозом; S_v - вітоценозом; S_{v2} - сільваценозом двохярусним; S_{v1} - сільваценозом однарусним; S_t - стрипоценозом; S_r - рудероценозом; b - кількість балів, які здобув ценоз; S - загальна площа.

Вивчення життєдіяльності головного виду біоієдафотопів – здійснювали за методиками М. С. Гілярова [163]. Вид дощових черв'яків, як біоіндикатора едафотопів, визначено за методикою Т. С. Перель [163]. При ґрунтово-зоологічних дослідженнях застосовують прямі методи, які дають змогу визначити кількість ґрунтових тварин у всьому об'ємі ґрунту (прийнято 1 м²). Ми використали метод пошарового викопування і розбирання проб ґрунтів. Розмір проб становив 0,25 м² (50x50 см). Проби відбирали до нижнього рівня стрічання безхребетних. Процес відбору проб відбувається таким чином: спочатку відмічають площу проби, забиваючи кілки по кутах відміряного квадрата, протягуючи через них огорожувальну стрічку. Потім від країв відміряної ділянки згинають у різні сторони відпад та підстилку. Поряд із пробою з одного боку розкладають щільну тканину, на яку переміщують вибраний із проби ґрунт. Спочатку із проби на матерію переносяться відпад, листя, рослинні залишки, перебираючи руками та враховують всіх відпалих особин. Дослідження проводили вчотирьох – один викопує ґрунт, двоє перебирають пробу, один збирає та описує виявлені біотиби.

Прилади досліджень. Температура породи встановлена за допомогою пірометра НР-1300. Вологість породи вимірювалася за допомогою вологоміра МГ-44. Радіаційний

фон вимірювався за допомогою екотестера довкілля «Soeks», для оцінки кислотності використано рН-метр КС-300В, мікроклімат вимірювався за допомогою портативної метеостанції «Kestrel-4000». Радіаційний фон на дослідних ділянках виміряно за допомогою екотестера довкілля «Soeks» у відповідності до положень Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-93). Інтенсивність освітлення визначалась за допомогою цифрового люксметра із виносним датчиком (модель LX1010BS, діапазон вимірювань 1-100000 Lx), точність заміру $\pm 4\%$, робоча температура середовища $-10^{\circ}\text{C} \dots +50^{\circ}\text{C}$. Вологість і температура повітря визначалась за допомогою цифрового термо-гігрометра UNI-T UT333 (при вологості 0-100%; температури: $-10^{\circ}\text{C} \dots +60^{\circ}\text{C}$), похибка $\pm 1^{\circ}\text{C} / \pm 5\%$. Швидкість вітру замірялась за допомогою міні-анемометра НТ-383, точність вимірювання $\pm 1,5$ м/с, діапазон вимірювання 0...30 м/с. Температура субстрату замірялась за допомогою аналізатора моделі АМТ-300, похибка температури $\pm 1^{\circ}\text{C}$, діапазон заміру -9°C до $+50^{\circ}\text{C}$.

2.3. Характеристика досліджуваних ділянок

Географічне розташування Львівсько-Волинського вугільного басейну відповідає зоні Малого Полісся, на клімат якого мають вплив повітряні маси Атлантики. Оскільки першим освоєно Червоноградський гірничопромисловий район, то на його териконах зосереджено найбільшу кількість породи. Однією із найбільших шахт району є «Надія», об'єм терикона якого становить 2869,4 тис. м³. Вміст золи у породі становить 83,1%, сірки – 2,4%. Густина породи становить 2,25 кг/м³. Площа основи породного відвалу становить 120 тис. м², висота 53 м, кут відсипання породи по контуру 36°, річна подача породи у відвал становить 9,8 тис. м³ (за даними Паспорту породного відвалу №1 шахти «Надія» із коригуваннями у вересні 2021 року). Загалом відсипання породи розпочалося в серпні 1962 року, а горіння породи

розпочалося вже у вересні 1963 року і триває у декількох осередках і донині. Інтенсивне горіння породи відбувалося з 1975 р. до 1979 р. На даний час поверхня терикона заселена піонерними видами, серед яких мох *Campylopus introflexus*. За досить короткий період *Campylopus introflexus* значно збільшив проективне покриття на породному відвалі, окрім того, вид сприяє нагромадженню органічного вуглецю і формуванню гумусового шару субстрату. Відзначено, що зменшення співвідношення хлорофілів a/b , збільшення вмісту хлорофілів щодо каротиноїдів в умовах пригнічення фотохімічної активності хлорофілу відіграють важливу роль у захисті фотосинтетичної системи *C. introflexus* [202].

Таким чином, такі чинники як давність відсипання і процеси горіння породи спонукали нас дослідити техногенну небезпеку відвалу шахти «Надія» Львівсько-Волинського вугільного басейну (рис. 2.2).

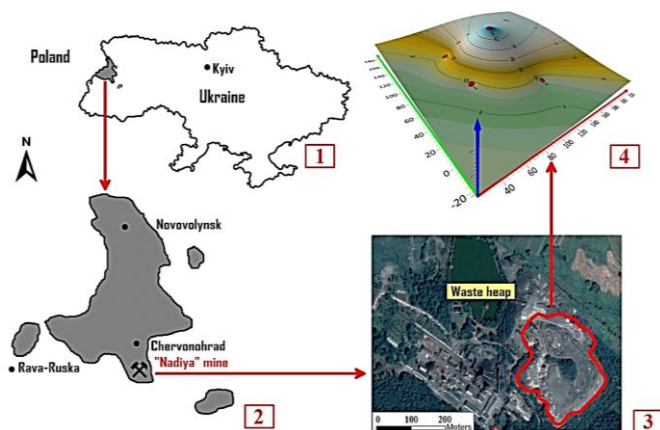


Рисунок 2.2 – Розташування досліджуваного об’єкта:
1 – карта України із позначенням Львівсько-Волинського вугільного басейну; 2 – схема Львівсько-Волинського вугільного басейну із позначенням шахти «Надія»; 3 – карта шахти «Надія» із позначенням породного відвалу зроблена за допомогою GoogleMaps; 4 – 3-D модель породного відвалу

Для встановлення техногенно-екологічної ситуації і відбору проб субстрату для аналізу вмісту в стаціонарних лабораторіях, в зоні впливу породного відвалу шахти «Надія» ми обрали 7 ділянок, на яких відбирали породу із глибин 0-15 см і 0-20 см, а також пробу води із центру техногенної водойми, яка сформована внаслідок антропогенної діяльності та накопичує стоки із відвалу. Координати розташування породного відвалу – 50.296540, 24.271369. Загальну характеристику досліджуваних ділянок та точок відбору проб наведено у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Характеристика досліджуваних ділянок породного відвалу шахти «Надія»

№	Розташування	Радіаційний фон, мкЗв/год	Інтенсивність освітлення, Лк	Вологість повітря, %	Швидкість вітру, м/с	Температура субстрату, °С
1.	Південь, підніжжя	0,27	28350	82	3,6	5
2.	Захід, схил	0,18	30170	80	3,9	6
3.	Північ, схил	0,29	32100	79	4,1	6
4.	Схід, підніжжя	0,21	25390	84	2,5	4
5.	Вершина	0,42	34630	72	4,5	6
6.	Контроль за 3 км на південь	0,12	22480	83	1,6	5
7.	Водойма	0,17	–	–	–	–

З метою досліджень температурних та вологісних режимів терикона було обрано 8 досліджуваних ділянок терикона №1 шахти №9 «Нововолинська», оскільки на ньому спостерігали процеси горіння: 1 – біля підніжжя з північного

боку терикона; 2 – на вершині терикону на відмітці 59 м; 3 – біля підніжжя з східного боку терикона; 4 – біля підніжжя з західного боку терикона; 5, 6, 7 – у місцях горіння на південній експозиції схилу; 8 – біля підніжжя з південного боку терикона. Дослідження проводилися за апробованими методиками [151, 174, 201]. Період проведення досліджень – квітень 2017 р. Середня температура довкілля становила понад +8,1 °С.

Статистичний аналіз результатів напівкількісних спектральних досліджень порід поверхні терикона на дільниці шахти «Червоноградська» виконано засобами пакета прикладної статистики *Statistica* 8. За результатами більше 50 проб, взятих на глибині 0,3 м, визначався статистичний розподіл вмісту важких металів Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co у відвалах шахти, також був проведений кореляційний аналіз. В териконі шахти «Червоноградська» нагромаджено 2,9 млн м³ породи. Щорічно на терикон скидають свіжу породу об'ємом 40 тис. м³. Атмосферні опади з терикона, через мережу потоків потрапляють безпосередньо у струмки і меліоративні канали систем рік Бугу та Солокії (Львівська область). Терикон частково рекультивований [46].

2.4. Едафо-кліматичні умови досліджень

Місто Червоноград розташоване у північній частині Львівської області, на відстані 80 кілометрів від обласного центру та 70 км до кордону з Польщею. Площа території – 21 км.кв.(м.Червоноград – 17,8 км²; м.Соснівка – 2 км²; смт. Гірник – 1,2 км²). Адміністративно-територіальний поділ: м. Червоноград, м. Соснівка, смт Гірник. Кількість населення – 77,9 тис чол. станом на 01.01.2022 р.: м. Червоноград – 64,3 тис чол.; м. Соснівка – 10,8 тис чол.; смт. Гірник – 2,8 тис чол.). Специфіка регіону: промисловий, домінуюча переробна та добувна промисловість. Розташоване місто Червоноград у Західно-Українській лісостеповій зоні та

Малому Поліссі, у місці впадання до ріки Західний Буг його приток Солокії і Рати. Червоноград розташований у вологій, помірно-теплій агрокліматичній зоні, де є достатнє зволоження ґрунту. Клімат – помірно-континентальний, характеризується м'якістю та високою вологістю. Основні природні ресурси: Забузьке і Межирічанське родовища кам'яного вугілля. В користуванні регіону перебуває 2097 га, в тому числі: м. Червоноград – 1779 га; м. Соснівка – 198 га; смт Гірник – 120 га.

Нововолинський гірничопромисловий район належить до Львівсько-Волинського вугільного басейну, який розташований на території Львівської та Волинської областей. Видобування кам'яного вугілля у Нововолинському гірничопромисловому районі здійснюється з 50-х років ХХ ст. Видобуток кам'яного вугілля у межах Львівсько-Волинського вугільного басейну, зокрема Нововолинського гірничопромислового району, призвів до істотних змін біотичних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів, зниження життєздатності та продуктивності рослин [81]. Відтворення девастрованих ґрунтів відбувається повільно з участю різних біотичних організмів [84].

Згідно з фізико-географічним районуванням, площа району відноситься до Малого Полісся, яке розташоване між Волинським Поліссям на півночі і Подільською лісостеповою височиною на півдні. Мале Полісся простягається із сходу на захід, від міст Шепетівка і Славута Хмельницької області до міста Рава-Руська Львівської області, де переходить на територію Польщі. Умови існування ґрунтів у досліджуваному регіоні пов'язані із природними чинниками Волинського Лісостепу та Малого Полісся. Тут формування ґрунтів відбулося за участю ґрунтотворних порід як Лісостепу, так і Західного Полісся. Ґрунти Волинського Лісостепу в геоботанічному відношенні належать до широколистяної східно-європейської області. Волинський

Лісостеп охоплює Волинську височину, яка зі сходу обмежена лівобережжям річки Горині, із заходу – долиною річки Буг, а на півночі і півдні переходить добре виявленими уступами, відповідно, у Волинське і Мале Полісся.

На території міста Нововолинськ розташовані 78 суб'єктів господарювання із стаціонарними викидами забруднюючих речовин у довкілля. Здебільшого це підприємства гірничодобувної, ливарної та легкої промисловості [156]. Гірничодобувна промисловість спричиняє значний техногенний пресинг на довкілля регіону. Внаслідок складування відвальної породи на відкритій території забруднюються поверхневі та підземні води, ґрунти втрачають родючість, у повітря потрапляють небезпечні речовини та продукти горіння [78, 79]. У вугледобувних регіонах спостерігається підвищений радіаційний фон. Для вирішення екологічної проблеми регіонів застосовують рекультивацію, яка передбачає створення лісових насаджень на поверхні відвалів. У досліджуваному регіоні, внаслідок недостатнього вивчення фізико-хімічних властивостей едафотопів, лісова рекультивація проведена не ефективно, оскільки спостерігаються часті випадки всихання та зупинки росту деревно-чагарникової рослинності на поверхні відвалів. Із 24-ох породних відвалів у досліджуваному регіоні рекультивовано у повній мірі лише три.

Щоб вирішити ситуацію, що склалася, необхідно детально вивчити властивості штучних едафотопів, а також насипних ґрунтосумішей (техноземів), які використовувалися у рекультиваційних роботах та запропонувати заходи з підвищення продуктивності едафотопів, та лісових насаджень.

У регіоні Малого Полісся переважають дерново-підзолисті, лучні та болотні ґрунти. Найбільш розповсюджені дерново-слабопідзолисті ґрунти, які займають пологі та понижені слабодренвані межиріччя. Дерново-

слабопідзолисті піщані ґрунти збіднені. Вони містять 0,6-1,3% гумусу, слабо забезпечені рухомими поживними речовинами (азот – 1,1-6,5, фосфор 0,4-5,5, калій – 0,3-4,5 мг на 100 г ґрунту). Реакція ґрунтового розчину середньокисла (рН = 4,7-5,4). Сума ввібраних основ становить 1,0-2,6 мг-екв на 100 г ґрунту, ступінь насичення основами – 22,1-38,5%. Гідролітична кислотність невисока і становить 1,5-3,3 мг-екв на 100 г ґрунту, що пов'язане із дуже малою місткістю вбирання [161].

Лісистість району Волинської височини невисока – понад 15,3%. Лісова рослинність доволі різноманітна, в ній переважають дубові (37%) і соснові (36%) деревостани, значну участь в них беруть також змішані сосново-дубові і дубово-соснові насадження. У складі дубових лісів зустрічаються дуб звичайний, в меншій кількості – дуб скельний, що росте зазвичай на підвищеннях місцях, при виходах вапняків. Досить великі площі займають похідні грабові, березові і осикові деревостани (14%), які виникли в результаті зміни порід в дубових і сосново-дубових лісах. На долинах річок зустрічається чорна вільха (8%). Значне місце займають сосна звичайна, дуб звичайний з домішкою супутників берези, липи, клена, граба та ін.

На території Малого Полісся граб у соснових лісах і ліщина спільно з дубом позитивно впливають на розклад підстилки і тим самим прискорюють біокругообіг речовин, сприяють мобілізації потенційних запасів елементів живлення для задоволення потреб деревних видів. Грабово-дубово-соснові деревостани зустрічаються головним чином у свіжих, вологих та сирих складних суборах, в межах яких знаходяться декілька корінних асоціацій. Дубово-соснові ліси (*Querceto-Pineta*) – другий ступінь генезису соснових лісів, які формуються на більш родючих ґрунтах суборів (дерново-, слабко-, середньопідзолисті піщані і супіщані). Третій ступінь еволюції соснових лісів – грабово-дубово-соснові

фітоценози (*Carpineto-Querceto-Pineta*). Вони ростуть на ще більш родючих ґрунтах складних суборів [161].

Досліджувана територія входить до складу Волино-Подільського артезіанського басейну в його північно-західній частині. Тут розповсюджені водоносні горизонти: четвертинних відкладів, тріщинуватих мергелів сенонського ярусу крейдової системи, юрських пісковиків, візейського і намюрського ярусів карбону, вапняків девону [140].

Висновки до Розділу 2

Дослідження екологічної безпеки природно-технічних геосистем в районах вугледобування повинні передбачати системний характер та застосування значного обсягу методологічного апарату, оскільки спостерігається значний їх вплив на екологічну безпеку регіону.

У роботі використано хімічні, біоіндикаційні, ґрунтознавчі, фітоценотичні, математико-статистичні методи дослідження, системного аналізу та методи логістичних побудов. Обробка результатів досліджень здійснювалася за допомогою програм Surfer, MS Excel, MS Visio, Paint.

У Львівсько-Волинському вугільному басейні найбільшим є Червоноградський гірничопромисловий район, який і підлягав дещо ширшим дослідженням. Регіон відноситься до Малого Полісся, на клімат якого мають вплив повітряні маси Атлантики, що спричиняє детальне вивчення порядку проведення природоохоронних заходів на девастрованих ландшафтах.

РОЗДІЛ 3. ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ

3.1. Породні відвали в міському середовищі як негативні чинники урбанізації

Урбанізація 50-х років ХХ століття призвела до початку експлуатації Львівсько-Волинського вугільного басейну, функціонування якого спричинило порушення архітектурно-планувальних та естетичних засад міст Червоноград та Нововолинськ (а також інших населених пунктів) через виникнення насипів пустої породи на їх території – відвалів (рис. 3.1).



Рисунок 3.1 – Терикон шахти №4 поблизу центральної частини міста Нововолинськ

Негативним чинникам міських ландшафтів та проблемам фітомеліорації присвячені роботи професора В. П. Кучерявого (2000). Він розробив класифікаційну схему

сукцесій біогеоценотичного покриву урбоєкосистеми, яка може бути використана для покращення моніторингу та прогнозування екологічного стану населених пунктів. За В. П. Кучерявим фітомеліоранти поділяють на три групи: 1) спеціальні, в яких фітомеліоративна функція має провідне значення (парки, захисні смуги, лісопарки тощо); 2) продуктивні, в яких перше місце відводиться отриманню продукції, а фітомеліорація має другорядне значення (ліси, поля, луки, сади, виноградники тощо); 3) рудеральні (бур'яни), які спонтанно виконують фітомеліоративні функції [161].

Фітомеліоранти виконують перетворювальні функції: меліоративну (лісові культури, садіння і висів рослин на рекультивованих землях), сануючу (лісові масиви, санітарно-захисні смуги), рекреаційну (парки і лісопарки), інженерно-захисну (полезахисні та протиерозійні смуги), архітектурно-планувальну (міська система озеленення), етико-естетичну (духовне виховання людини). Важливе місце відводиться фітомеліорації деастрованих ландшафтів – еродованих земель, кар'єрів, звалищ, териконів тощо. Враховуючи перетворювальні функції формуються такі напрями фітомеліорації: інженерно-захисна — протидія латеральним геофізичним потокам: а) вітро-сніговим; б) вітро-пило-піщаним; в) вітро-пило-димовим; г) вітро-водо-піщаним; д) водним; е) водно-ґрунтовим; сануюча — виділення кисню, фільтруючі функції, виділення фітонцидів, іонізація повітря, шумопоглинання; меліоративна — лісові культури, садіння і висів насіння рослин на рекультивованих землях; етико-естетична (фітодизайн) — виховує в населення високу духовність, поділяючись на зовнішнього простору та інтер'єрів; архітектурно-планувальна — проектування і створення комплексних зелених зон у населених пунктах; рекреаційна — використання рослинного покриву для відпочинку населення.

Деякі важливі питання фітомеліорації девастрованих ландшафтів є не достатньо дослідженими [30, 44, 79]. Такими питаннями є вивчення фітоценотичної структури рослинності різних типів відвалів та вплив екологічних чинників на розвиток рослинного покриву. Надзвичайно актуальним є вивчення фітогенних полів на девастрованих ландшафтах, де рослини підпадають під значний техногенний пресинг унаслідок антропогенної діяльності людини [19]. Також не вирішеними є питання зниження токсичності підтериконових вод.

Породні відвали вугільних шахт у Червоноградському гірничопромисловому районі є чинниками негативних наслідків урбанізації. Окрім екологічної небезпеки, породні відвали вугільних шахт порушують атрактивність та естетику міст (рис. 3.2).



Рисунок 3.2 – Породний відвал та водойма із стічними водами

Вторинними чинниками зниження рівня екологічної небезпеки вугледобувного регіону є техногенно забруднені стічні води з териконів. Ці води зосереджуються біля підніжжя сміттєзвалищ у вигляді техногенних резервуарів.

Моделювання поширення забруднюючих речовин дає змогу на підставі цифрових значень оцінити ступінь поширення небезпечних речовин за межі досліджуваного ареалу. Одним із найбільш прийнятних методів ліквідації негативних чинників породних відвалів шахт є фітомеліорація. Для проведення штучної фітомеліорації необхідно здійснити гірничотехнічний етап, який передбачає вирівнювання поверхні для садіння лісових культур. Такі спроби були здійснені у межах породного відвалу шахти «Межирічанська» (рис. 3.3).



Рисунок 3.3 – Підготовлений до рекультивації породний відвал шахти «Межирічанська» (м. Червоноград) – однієї із найбільш техногенно небезпечних

Підготовка поверхні порушених територій для подальшої рекультивації здійснюється на ділянках, де гірничі роботи закінчені. Необхідність планування поверхні визначається, насамперед, вибором напряму рекультивації порушених територій. Залежно від виду подальшого господарського освоєння може виконуватися суцільне, часткове, або терасне планування поверхні. Суцільне планування поверхні проводиться переважно для сільськогосподарського освоєння земель, часткове – для лісгосподарських потреб, терасне – під заліснення і садівництво. Суцільне планування передбачає вирівнювання поверхні з нахилами, доступними для застосування ґрунтообробної техніки. Величина нахилу поверхні залежить від виду біологічної рекультивації і кліматичних умов району. Часткове планування полягає у вирівнюванні поверхні із збереженням характерних особливостей рельєфу порушених земель. При частковому плануванні гребеневидних відвалів зрізають верхівки гребенів, причому ширина створених майданчиків повинна бути не менше десяти метрів. Якщо відвал має слабкохвилясту поверхню, то він може бути використаний без планування для лісгосподарського освоєння.

Таким чином, для підвищення естетики та зниження техногенного впливу породних відвалів у міському середовищі необхідно запроваджувати на їх поверхні рекультиваційні та фітомеліоративні роботи. Такі роботи призведуть не тільки до раціонального використання порушених гірничими розробками земель, а і значно знизять техногенний вплив на регіональну екологічну безпеку.

3.2. Температурні режими породних відвалів

Горіння породних відвалів вугільних шахт спричиняє забруднення довкілля токсичними випарами та газами, підвищує температуру довкілля тим самим змінюючи

мікроклімат регіону [139]. Численні наукові роботи науковців присвячені дослідженням горіння териконів у літній період та їх екологічній безпеці. Проте, дослідження цього явища на початковому етапі залишається ще недостатньо вивченим.

У Львівсько-Волинському вугільному басейні, до якого відноситься Нововолинський гірничопромисловий район, горіння породи відбувається на діючих відвалах, відвалах Червоноградської центральної гірничозбагачувальної фабрики та згасаючих [40]. Найбільш небезпечними із точки зору екологічної безпеки, є згасаючі терикони, оскільки процеси горіння продовжуються на них у середньому 20 років та супроводжуються зсувами та просіданнями породи [137]. На згасаючих териконах розвивається рослинність, що сформована за участі зональної рослинності, яка виконує естетичні та буферні функції між продуктами горіння та довкіллям [185]. Згасаючі терикони є середовищем розвитку грибів, безхребетних та деяких видів тварин, що є позитивним явищем адаптації техногенних об'єктів до умов довкілля [84, 204].

У породних відвалах та відходах збагачення вугілля міститься близько 1% піриту, окиснення якого призводить до утворення сірчаної кислоти і легкокорозивних сульфатів заліза. Внаслідок цього у підніжжі відвалів та териконів накопичуються сульфатні води. Під відвалами утворюється сірчана кислота. Вона проникає в підземні горизонти і розноситься ґрунтовими водами. (рис. 3.4).



Рисунок 3.4 – Сульфатні води біля підніжжя відвалу збагачувальної фабрики ПАТ «Львівська вугільна компанія»

Дослідження процесів горіння на териконах, де починає формуватися лісова рослинність внаслідок природного заростання у весняний період, залишається актуальним питанням сьогодення. Для досліджень обрано терикон № 1 шахти № 9 «Нововолинська», оскільки на ньому спостерігали процеси горіння у весняний період. Для досягнення поставленої мети передбачалося вирішити такі завдання: встановити температуру на поверхні терикона та у місцях горіння породи; встановити відносні показники вологості породи на глибині 5 см, 30 см та 50 см; виміряти радіаційний фон на згасаючому териконі.

Горіння спостерігалось відразу після танення снігу в квітні 2017 року на трьох ділянках південної експозиції схилу, яке продовжується досі (рис. 3.5).



Рисунок 3.5 – Горіння терикона «Шахти №9 Нововолинська»

Температура поверхні згасаючого терикона встановлена за допомогою безконтактного пірометра НР-1300. Вологість породи вимірювалася за допомогою вологоміра МГ-44. Радіаційний фон вимірювався за допомогою екотестера довкілля «Soeks». Програмне забезпечення – пакет прикладних програм Surfer, MS Excel, MS Visio. Статистичну обробку даних здійснено за допомогою кореляційного аналізу.

Терикон № 1 шахти № 9 «Нововолинська» державного підприємства «Волиньвугілля» почали експлуатувати у 1961 році, а завершили – у 1982 році. Схему Нововолинського гірничопромислового району України та загальний вигляд досліджуваного терикона наведено на рис. 3.6.

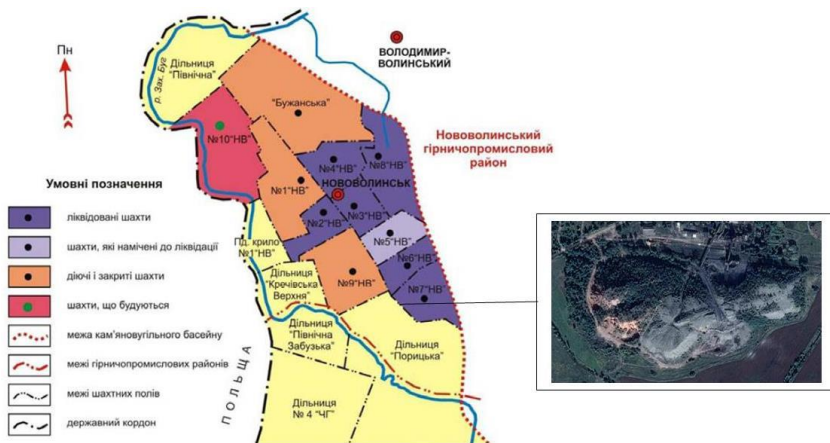


Рисунок 3.6 – Схема Нововолинського гірничопромислового району [158] та позначення досліджуваного терикона

Із моменту завершення експлуатації на цьому териконі спостерігаються процеси горіння відвальної породи. Інтенсифікація горіння спостерігається відразу після танення снігу у весняні періоди та з настанням пожежонебезпечного періоду. Пікові періоди горіння припадають на літні місяці липень та серпень. Надзвичайно важливими є дослідження температурних та вологісних режимів терикона №1 шахти №9 «Нововолинська» у весняний період. Оскільки ці режими безпосередньо впливають на природні лісоутворюючі процеси, які спостерігаються на поверхні терикона та ділянки лісової рекультивациі у початковий період розвитку рослин. Геометричні параметри терикона наведено у таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

Геометричні параметри терикону № 1 шахти № 9
 «Нововолинська»

Параметр	Проект	Фактичний стан
Об'єм, тис. м ³	1430	1050

Висота, м	70	59,8
Площа основи, тис. м ²	61,5	47,1
Кут укосу, градуси	50	40

Контроль теплового стану породних відвалів проводиться з метою: своєчасного виявлення осередків самонагрівання на діючих відвалах і вжиття заходів для запобігання самозапалюванню порід; оцінки ефективності заходів щодо зниження інтенсивності горіння породних відвалів; отримання вихідних даних для розробки проектів гасіння або розбирання породних відвалів; визначення кількості шкідливих речовин, які викидаються в атмосферу породним відвалом [179]. Середня температура на поверхні згасаючого терикона на момент проведення досліджень становила +18,8°C. Найнижчими показники були на вершині та біля підніжжя із південного боку +6-8 °С. Найбільшими температурними режимами (+33-39 °С) характеризувалися ділянки 5, 6, 7 – у місцях горіння на південній експозиції схилу (рис. 3.7, 3.8).

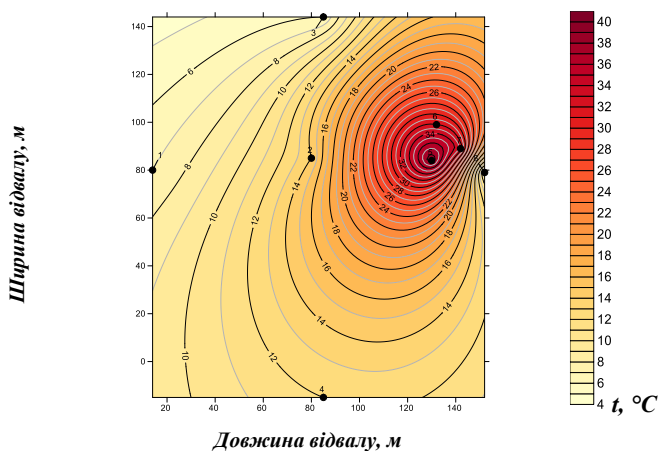


Рисунок 3.7 – Температурні поля породного відвалу №1 «Шахти №9 Нововолинська»

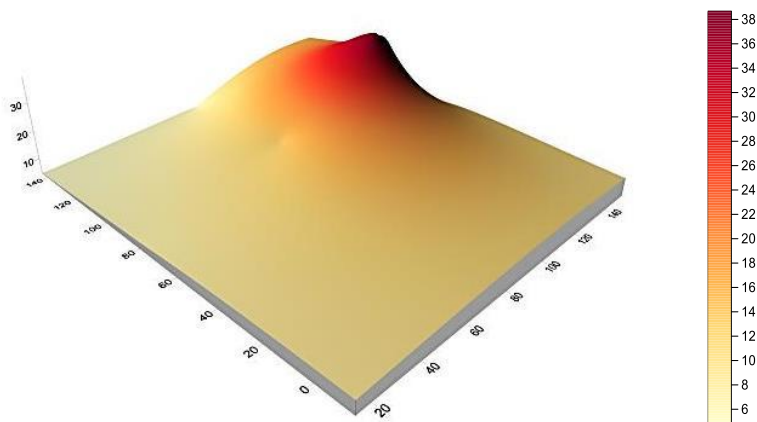


Рисунок 3.8 – Температурний режим поверхні терикона (°С)

На ділянках із підвищеними температурами спостерігалися виділення продуктів горіння (диму) із товщі породи. Продукти горіння териконів характеризуються підвищеною токсичністю та вмістом небезпечних речовин і сполук різного походження [22, 139, 140, 179].

Слід зазначити, що за даними нормативних документів України, породний відвал вважається таким, який горить, якщо на ньому є хоча б один осередок горіння (незалежно від його площі) з температурою порід на глибині до 2,5 м більшою за +80°C. Якщо відвал був таким, що не горить, а під час температурної зйомки буде виявлено на глибині до 2,5 м температуру більшу за +80°C, яка збережеться до наступної планової зйомки, то відвал переводиться до числа таких, що горять, за актом [174]. Таким чином, досліджуваний відвал у відповідності до нормативних документів вважається не горимим і заходи щодо зменшення його температури та виведення з експлуатації проводяться не доцільно (у відповідності до нормативних документів). Проте, екологічні загрози таких відвалів є не меншими за тих, у яких температура поверхні є більшою за +80°C,

оскільки викиди токсичних речовин у довкілля не знижується з роками. Згасаючі відвали внаслідок процесів горіння спричиняють вигорання кореневої системи рослин і результатом цього є неефективне проведення рекультиваційних робіт.

Вимірювання вологості породного відвалу проводилися на тих же ділянках на глибині 5 см, 30 см та 50 см від поверхні. Встановлено, що на глибині 5 см найвищою вологість була біля підніжжя із західного боку терикона (44,8 %). Найнижча вологість спостерігалася на ділянці 7 із наявними процесами горіння (16%) (рис. 3.9).

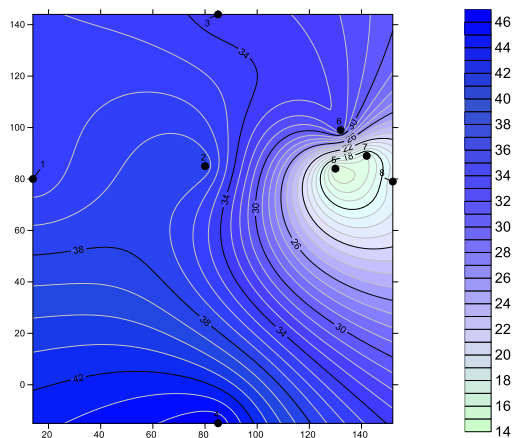


Рисунок 3.9 – Вологість терикона на глибині 5 см від поверхні (%)

Така сама ситуація із вологістю спостерігалася на глибині 30 см. Найвищою вологість була біля підніжжя із західного боку терикона (47 %). Найнижча вологість спостерігалася на ділянці 7 із наявними процесами горіння (11,2%) (рис. 3.10).

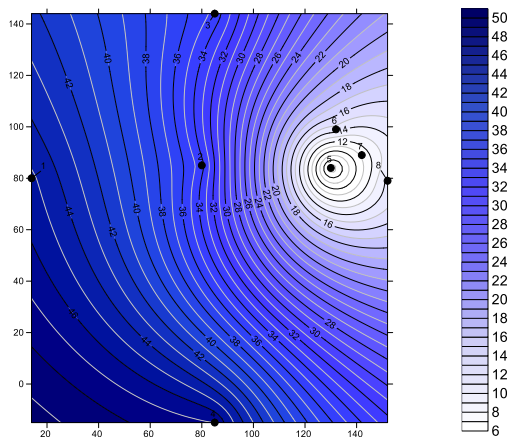


Рисунок 3.10 – Вологість терикона на глибині 30 см від поверхні (%)

На глибині 50 см найвищою вологість була біля підніжжя із північного боку терикона (55,1 %). Загалом, високі показники вологості із північного боку породних відвалів спричинені низьким вивітрюванням, найнижчим впливом сонячної радіації та початковими ґрунтоутворювальними процесами, які спричиняють спонтанне заростання рослинністю. Найнижча вологість спостерігалася на ділянці 5 із наявними процесами горіння (5%) (рис. 3.11).

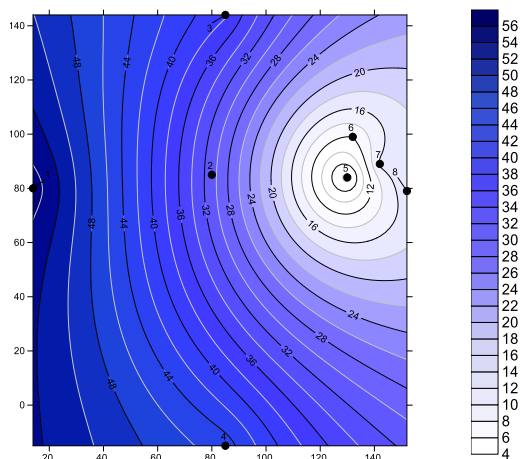


Рисунок 3.11 – Вологість терикона на глибині 50 см від поверхні (%)

Використавши кореляційний аналіз ми встановили коефіцієнти кореляції (K), які дали змогу оцінити взаємовплив досліджуваних показників. Встановлено, що температура на поверхні згасаючого терикона має взаємовплив із вологістю на глибині 5 см ($K=-0,58542$), 30 см ($K=-0,75665$), 50 см ($K=-0,78303$) та зовсім не залежить від радіаційного фону ($K=0,368116$). При підвищенні температури породи, її вологість знижується та навпаки – при високій вологості температура породи знижується. Високі позитивні коефіцієнти кореляції зафіксовані для значень вологості породи на різній глибині ($K=0,754308-0,9652$). Детальніше коефіцієнти кореляції наведені в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2

Коефіцієнти кореляції досліджуваних показників

Показники	Температура а, °С	Вологість на глибині 5 см, %	Вологість на глибині 30 см, %	Вологість на глибині 50 см, %	Радіаційн ий фон, мкЗв/год
Температура, °С	1	–	–	–	–
Вологість на глибині 5 см, %	-0,58542	1	–	–	–
Вологість на глибині 30 см, %	-0,75665	0,879313	1	–	–
Вологість на глибині 50 см, %	-0,78303	0,754308	0,9652	1	–
Радіаційний фон, мкЗв/год	0,368116	-0,62318	-0,55868	-0,52439	1

Таким чином проведений кореляційний аналіз дав змогу нам виявити особливості взаємовпливу досліджуваних фізичних показників на поверхні згасаючого терикона.

Для запобігання виникнення небезпечних проявів деградаційних процесів на териконах необхідно раціонально використовувати природні ресурси, проводити рекультивацію, фітомеліорацію порушених земель, фільтрацію небезпечних викидів в атмосферу, гідроізоляцію підземних та наземних вод [161, 181]. Водночас слід вживати системи заходів для захисту ґрунтів від ерозії – поетапне освоєння земель, будівництво водозатримних і водовідвідних валів, водоскидних споруд, терасування, залуження та заліснення, застосування ґрунтозахисних технологій вирощування сільськогосподарських культур [158].

Представлено дослідження температурних та вологісних режимів згасаючих териконів у весняний період в межах Нововолинського гірничопромислового району

України на прикладі терикона №1 шахти №9 «Нововолинська».

Встановлено, що: найбільшими температурними режимами (+33-39°C) характеризувалися ділянки у місцях горіння, які знаходяться на середньому ярусі південної експозиції схилу; на глибині 5 см найвищою вологість була біля підніжжя із західного боку терикона (44,8 %). Найнижча вологість спостерігалася на ділянці із наявними процесами горіння (16%); на глибині 30 см найвищою вологість була біля підніжжя із західного боку терикона (47 %), а найнижча вологість спостерігалася на ділянці із наявними процесами горіння (11,2%); на глибині 50 см найвищою вологість була біля підніжжя із північного боку терикона (55,1 %), найнижча вологість спостерігалася також на ділянці із наявними процесами горіння (5%); найвищі показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання спостерігалися біля місць горіння породи та становили 0,18 мкЗв/год. Найнижчі показники зафіксовані біля підніжжя терикона зі всіх сторін (0,14 мкЗв/год); усереднені показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання на поверхні згасаючого терикона становлять 0,15 мкЗв/год.

Згасаючі терикони є екологічно небезпечними, оскільки спричиняють викиди токсичних речовин у довкілля, які не знижуються з роками. Згасаючі відвали внаслідок процесів горіння спричиняють вигорання кореневої системи рослин, що спричиняє ускладнення проведення рекультиваційних робіт.

Природоохоронні заходи у межах впливу породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району слід спрямувати за такими напрямками: дотримуватися технології складування відвальної маси, яка передбачає пошарову ізоляцію породи ґрунтосумішами; гасіння осередків горіння відвальної маси

інертними речовинами; сприяння заростанню, збереження, формування рослинності, яка утворилася на поверхні відвалів внаслідок природного заростання; проведення нейтралізації кислих едафотопів; лісова рекультивация поверхні відвалів.

3.3. Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання в зоні впливу породних відвалів

Науковці [140, 142] стверджують, що горіння відвальної породи спричиняє підвищення радіаційного фону. Окремі аспекти радіаційного фону на відвалах вугільних шахт розглядалися у монографії [186]. Було встановлено, що на рівні 15 м від підніжжя териконів, потужність випромінювання є значно більшою, ніж на інших ділянках. Проведені дослідження радіаційного фону терикона №1 шахти № 9 «Нововолинська» показали, що усереднені показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання на поверхні згасаючого терикона становлять 0,15 мкЗв/год. Показники радіаційного фону не перевищують допустимі норми, які становлять 0,3 мкЗв/год [175], зате перевищують фонові значення для м. Нововолинськ (0,11 мкЗв/год). Зауважимо, що найвищі показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання спостерігалися біля місць горіння породи та становили 0,18 мкЗв/год. Найнижчі показники зафіксовані біля підніжжя терикону зі всіх сторін (0,14 мкЗв/год). Детальну карту радіаційного фону на відвали наведено на рис. 3.12.

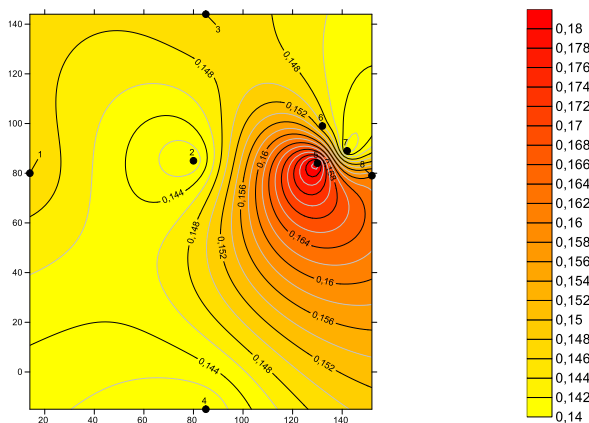


Рисунок 3.12 – Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання на поверхні терикона № 1 шахти № 9 «Нововолинська» (мкЗв/год.)

Поряд із фізико-хімічними показниками едафотопів та родинного спектра рослинності встановлено показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання у зоні впливу всіх досліджуваних шахт (рис. 3.13).

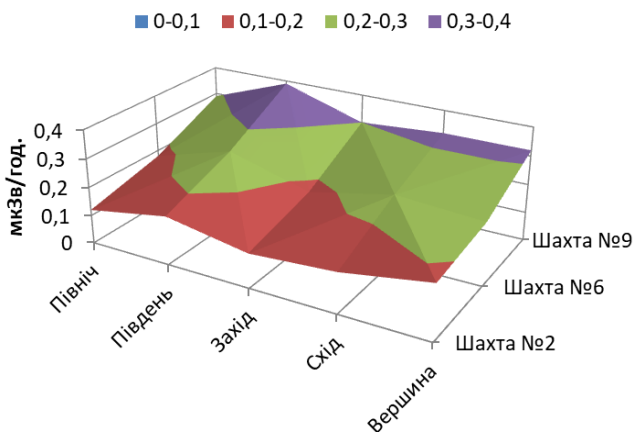


Рисунок 3.13 – Дані про радіаційний фон породних відвалів (мкЗв/год)

Встановлено, що найвищі показники радіаційного фону притаманні ділянкам, де відбуваються процеси горіння породи (0,32-0,39 мкЗв/год). Дещо нижчі показники на відвалах, на яких продовжуються насипи (0,18-0,26 мкЗв/год). На рекультивованих териконах показники фону не перевищують допустимі норми (0,12-0,17 мкЗв/год), які встановлені нормами радіаційної безпеки України (0,3 мкЗв/год) [175].

3.4. Фізико-хімічні властивості породи відвалів

Важливим фізико-хімічним показником відвальної породи є зольність (вміст у відсотках залишку, який не згорає). Середня зольність породи діючих відвалів становить 79,1-79,4%. Найвища зольність, згідно обстежень, притаманна діючому відвалу шахти «Лісова» та становить 88,4%. Найнижча – шахти «Червоноградська» (73,7%) (рис. 3.14).

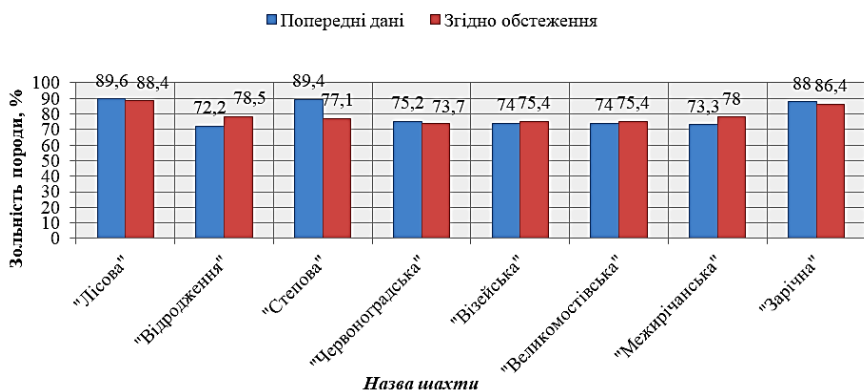


Рисунок 3.14 – Середня зольність породи діючих відвалів

Загальновідомо, що сірка у вигляді різних сполук в різних кількостях міститься у всіх твердих горючих копалинах незалежно від їх природи та ступеня

метаморфізму. У твердому горючому паливі розрізняють сірку органічну S_o , яка входить до складу органічної маси палива, сірку сульфідну S_c і піритну S_p , в яку входять сульфіди і бісульфіти металів, сульфатну, яка міститься у вигляді сульфатів металів, і елементну сірку, яка присутня у породі у вільному стані. Сума вказаних різновидів сірки складає загальну сірку S_t . Показник технічного аналізу – загальна сірка вугілля (S_t , %) – вказує на сумарний вміст сірки у всіх сполуках, перерахований умовно на елементну сірку (%). У породі діючих відвалів середній вміст сірки становить 0,94-1,13% та характеризуються вони як малосірчисті. Найвищий вміст сірки, згідно з обстеженнями, встановлений для породних відвалів шахти «Степова» (1,83%), а найнижчий – для шахти «Відродження» (0,3%) (рис. 3.15).

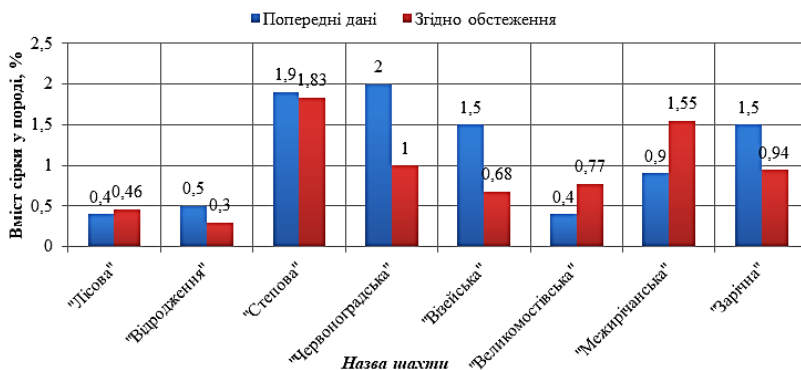


Рисунок 3.15 – Середній вміст сірки у породі діючих відвалів

Об'ємна густина породи діючих відвалів у середньому становить $1,86 \text{ т/м}^3$. Найвища густина породи притаманна шахті «Зарічна» ($2,29 \text{ т/м}^3$), найнижча – шахтам «Степова» та «Межирічанська» ($1,62 \text{ т/м}^3$) (рис. 3.16).

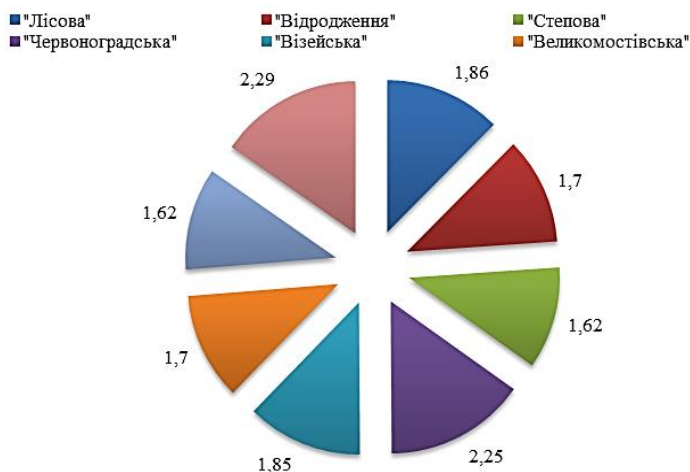


Рисунок 3.16 – Об'ємна густина породи діючих відвалів т/м³

Об'ємна густина порід, яка знаходиться в діапазоні 1,2-3,0 т/м³ значно сильніше ніж в інших породах залежить від пористості, а також від густини рідинної та газової фаз. Вплив цих чинників на осадові породи різного походження відрізняється – для уламкових порід визначальну роль відіграють гранулометричний склад, спосіб сполучення зерен і характер цементації, для колоїдогенних – діа- та епігенетичні перетворення тощо. Вплив пустотного заповнювача на величину густини контролюється величиною відкритої пористості [136].

Таким чином, гранулометричний склад породи впливає на її об'ємну густина, а вона, в свою чергу на зольність та вміст сірки. Розглянемо фізико-хімічні показники не діючих породних відвалів з врахуванням гранулометричного складу. Такі відвали представляють собою підвищену еколого-техногенну небезпеку, оскільки на їх поверхні спостерігаються процеси самозаймання. Під час самозаймання породних відвалів вугільних шахт відбувається розкладання піриту з утворенням Fe(OH)₃ і елементної сірки.

У породних відвалах та відходах збагачення вугілля міститься близько 1% піриту, окиснення якого призводить до утворення сірчаної кислоти і легкорозчинних сульфатів заліза. Внаслідок цього в підніжжі відвалів та териконів накопичуються сульфатні води. Окиснення піриту відбувається за такою реакцією: $2 \text{FeS}_2 + 4\text{O}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} = 2 \text{FeSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{SO}_4$. Сульфат заліза (II) в присутності вільного кисню переходить в сульфат заліза (III): $4 \text{FeSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{SO}_4 + \text{O}_2 = 2 \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 2 \text{H}_2\text{O}$. Сульфат заліза (III) гідролізується з утворенням гідроксидів заліза: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 6 \text{H}_2\text{O} = 2 \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}_2\text{SO}_4$. Нерозчинні гідроксиди заліза випадають в осад, утворюючи мінерали групи лімониту, які призводять до зменшення проникності шару піску. Під породними відвалами утворюється сірчана кислота. Вона проникає в підземні горизонти і розноситься ґрунтовими водами [170].

Довготривалий скид неочищених вод супроводжується зниженням здатності річок до самоочищення, накопиченням у намулі небезпечних сполук, утворенню небезпечних хімічних речовин [6, 117, 205].

Середній вміст золи у породі не діючих відвалів становить 79,95%, а у частинках із діаметром до 13 мм – 78,22%. Це дає змогу зробити висновок, що схильність до самозаймання мають саме фракції породи з діаметром до 13 мм (рис. 3.17).

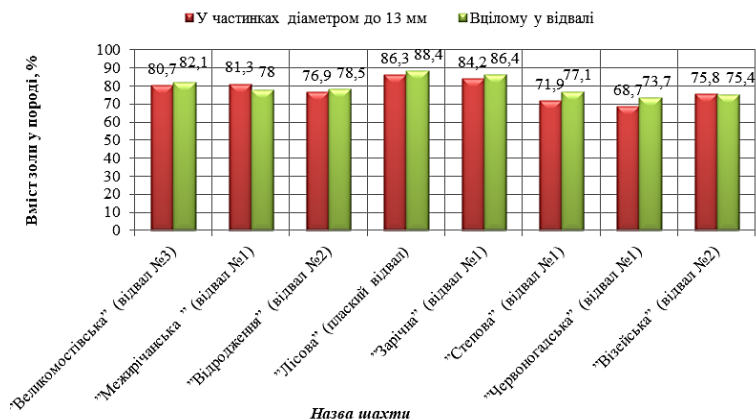


Рисунок 3.17 – Середній вміст золи у породі не діючих відвалів

Що стосується вмісту сірки у породі не діючих відвалів із різним гранулометричним складом, то тут також перевищення відбувається у фракціях породи з діаметром до 13 мм (середнє значення 1,06%). Вцілому у породі не діючих відвалів середні показники сірки становлять 0,94% (рис. 3.18).

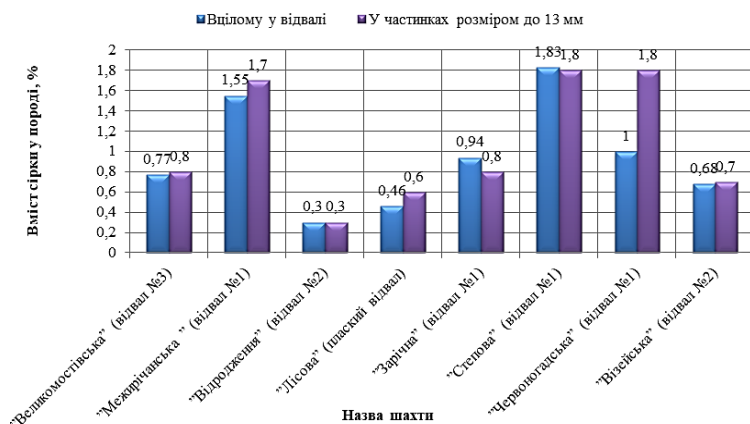


Рисунок 3.18 – Середній вміст сірки у породі не діючих відвалів

Вміст часток з діаметром до 13 мм у породі не діючих відвалів становить в середньому 45,36%. Проте, у породних відвалах шахт «Візейська», «Великомостівська», «Степова» вміст часток з діаметром до 13 мм становить 65-76,8%, що є значно вищими показниками аніж на інших відвалах вугільних шахт. Найнижчим вмістом часток до 13 мм характеризується породний відвал шахти «Червоноградська» (16,4%) (рис. 3.19).

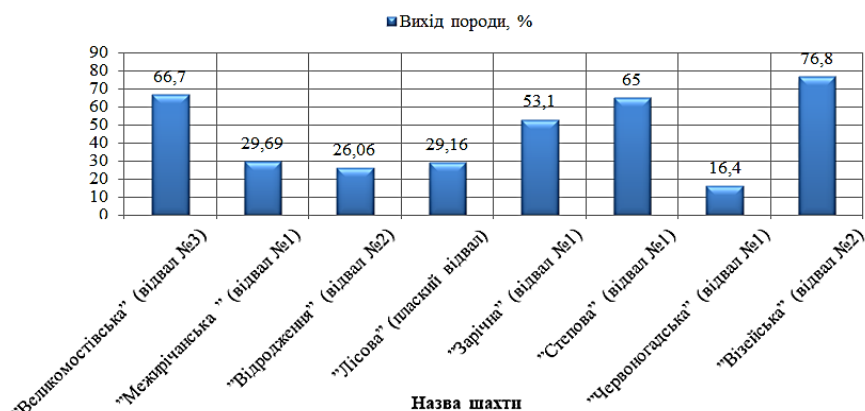


Рисунок 3.19 – Частка породи у відвалах із діаметром фракцій 1-13 мм

Важливими показниками, які впливають на здатність породи до самозаймання є частка вуглевмісних фракцій і частка породних фракцій. Причому, слід розрізняти частки породних фракцій залежно від гранулометричного складу. Неоднакові розміри часток відвальної породи по-різному впливають на екологічну безпеку довкілля [26, 45,129, 128]. Найбільші частки вуглевмісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Візейська», «Червоноградська та «Степова» (14,72%, 16,74%, 16,9 відповідно). Найнижчі частки вуглевмісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Зарічна» та «Лісова» (2,51% та 2,52%). Середні показники

на всіх породних відвалах становлять 8,98%, що є високим показником.

У відвалах частка породи із густиною вище 1800 кг/м³ з діаметром фракцій 1-13 мм становить 75,96% (середній показник), з діаметром фракцій до 1 мм становить 15,05% (середній показник). Найбільше породи (з діаметром фракцій 1-13 мм) зосереджено у відвалі шахти «Відродження» (90,5%), найменше – у відвалі шахти «Візейська» (62,16%). Найбільше породи (з діаметром фракцій до 1 мм) зосереджено у відвалі шахти «Великомостівська» (26,39%), найменше – у відвалі шахти «Відродження» (5,9%) (рис. 3.20).

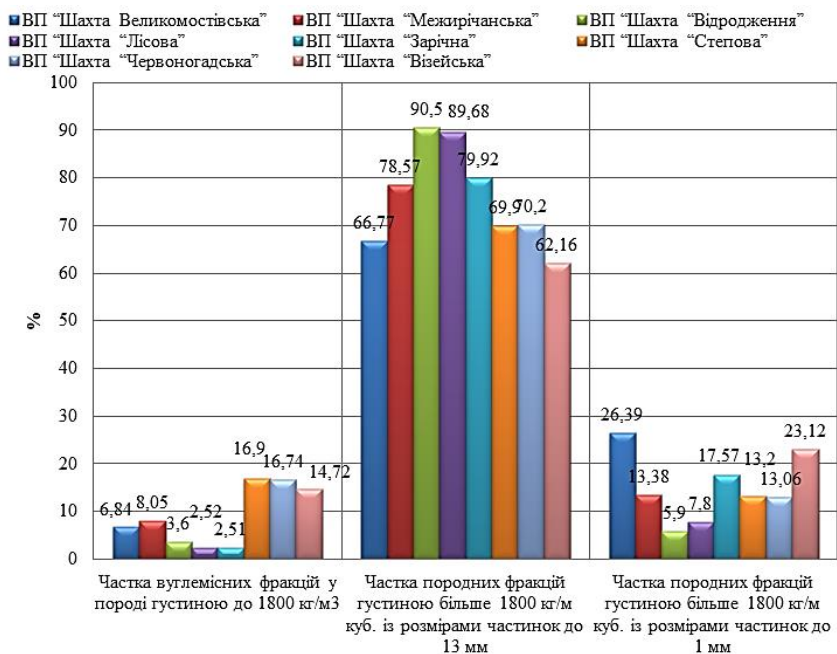


Рисунок 3.20 – Частки вуглевмісних та породних фракцій в породних відвалах

Вуглевмісні частки породи мають тісний взаємозв'язок із породними фракціями діаметром 1-13 мм (коефіцієнт кореляції високий, від'ємний $K=-0,75745$). Проте, взаємозв'язок між вуглевмісними породами у відвалах та породними фракціями діаметром до 1 мм відсутній (коефіцієнт кореляції низький $K=0,23784$). Породні фракції між собою є взаємозалежними – при збільшенні частки породи діаметром 1-13 мм, частки породи діаметром до 1 мм у відвалі зменшується (коефіцієнт кореляції високий, від'ємний $K=-0,81431$) і навпаки (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Коефіцієнти кореляції вуглевмісних та породних фракцій у породних відвалах

<i>Частки фракцій породи, %</i>	<i>Вуглевмісні фракції, %</i>	<i>Породні фракції (d=1-13 мм), %</i>	<i>Породні фракції (d≤1 мм), %</i>
Вуглевмісні фракції, %	1	–	–
Породні фракції (d=1-13 мм), %	-0,75745	1	–
Породні фракції (d≤1 мм), %	0,23784	-0,81431	1

Зольність вуглевмісних часток відвальної породи є найнижчою та знаходиться у діапазоні 12,5-25,6% (середнє значення 20,08%). Найвищі показники зольності вуглевмісних фракцій породи спостерігаються для шахти «Відродження» (25,6%), найнижчі – для шахти «Степова» (12,5%).

У породних фракціях діаметром 1-13 мм найвища зольність у відвалах шахти «Великомостівська» (89,9%), найнижча – шахти «Відродження» (80%). Середні показники

зольності у відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 86,45%.

У породних фракціях діаметром до 1 мм найвища зольність у відвалах шахти «Зарічна» (80,9%), найнижча – шахти «Чевонogradська» (63%). Середні показники зольності у відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 72,25% (рис. 3.21).

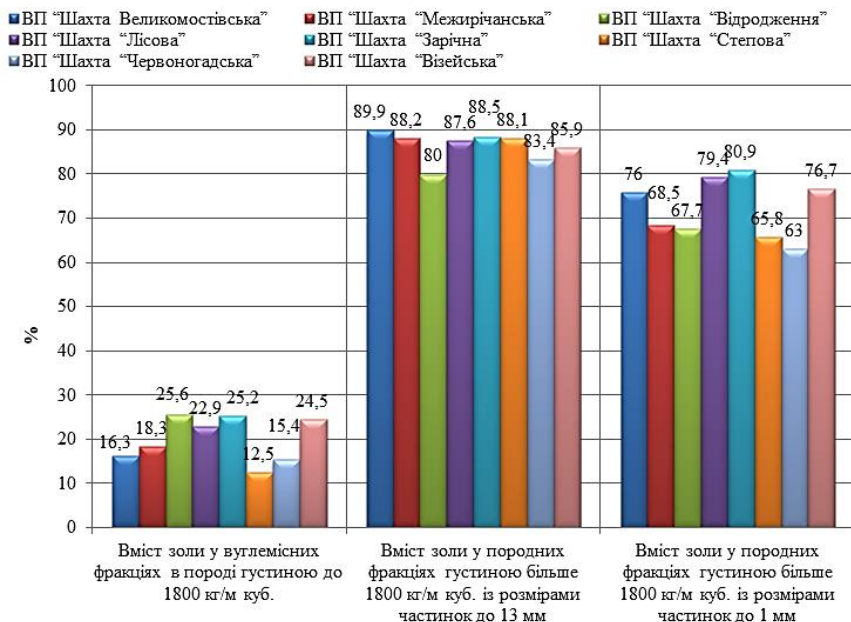


Рисунок 3.21 – Вміст золи в породних відвалах залежно від гранулометричного складу та густини породи

Тісний взаємозв'язок спостерігається між показниками зольності вуглевмісних фракцій породних відвалів та породних фракцій діаметром до 1 мм. Чим більшою є зольність вуглевмісних фракцій у породному відвалі, тим більшою є зольність породних фракцій діаметром до 1 мм (коефіцієнт кореляції високий, позитивний $K=0,595433$).

Такий взаємозв'язок є невітшим, адже при зниженні зольності вуглевмісних фракцій відвалів, буде знижуватися зольність найменших часток, що в свою чергу збільшуватиме схильність породи до самозаймання. Решта взаємозв'язків між зольністю різних фракцій майже не виявлено (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Коефіцієнти кореляції зольності вуглевмісних та породних фракцій у породних відвалах

Зольність, %	Вуглевмісні фракції, %	Породні фракції (d=1-13 мм), %	Породні фракції (d≤1 мм), %
Вуглевмісні фракції, %	1	–	–
Породні фракції (d=1-13 мм), %	-0,33333	1	–
Породні фракції (d≤1 мм), %	0,595433	0,496322	1

Вміст сірки серед досліджуваних порід є найвищим для часток із вмістом вугілля. Найвищими показниками вмісту сірки у вуглевмісних фракціях характеризуються породні відвали шахт «Лісова», «Степова» та «Червоноградська» (3%, 2,8%, 2,5% відповідно). Найнижчі показники вмісту сірки у вуглевмісних фракціях спостерігалися для відвалів шахт «Відродження» та «Візейська» (0,6% та 0,8%). Середні показники вмісту сірки у відвалах з вуглевмісними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 1,86%.

У породних фракціях діаметром 1-13 мм найвищий вміст сірки у відвалах шахти «Чевонградська» (1,5%), найнижча – шахти «Відродження» (0,2%). Середні показники вмісту сірки у відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 0,75%.

У породних фракціях діаметром до 1 мм найвища зольність у відвалах шахти «Степова» (2,2%), найнижча – шахти «Відродження» (0,8%). Середні показники зольності у

відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 1,47% (рис. 3.22).

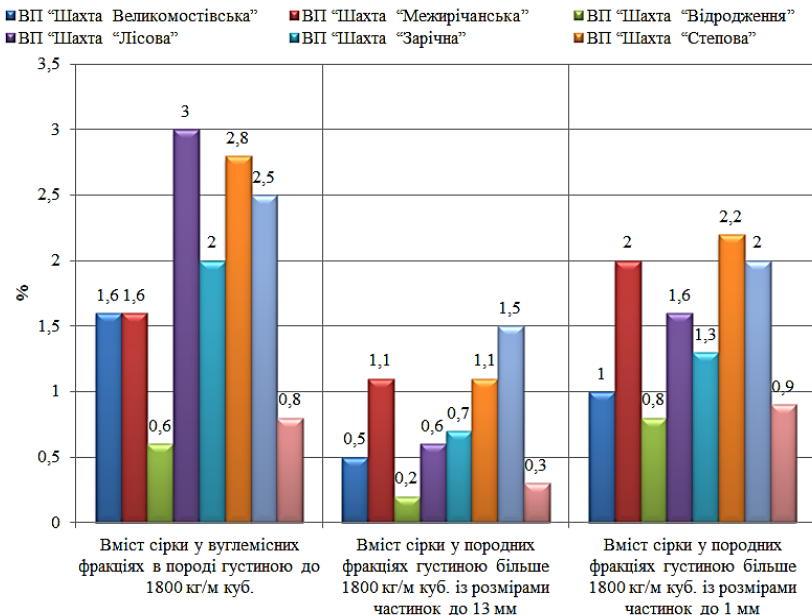


Рисунок 3.22 – Вміст сірки в породних відвалах залежно від гранулометричного складу та густини породи

Слід зазначити, що коефіцієнти кореляції вмісту сірки у вуглевмісних та породних фракціях породних відвалів із різним гранулометричним складом високі і позитивні, що свідчить про взаємозв'язок. Якщо у вуглевмісних породах збільшується концентрація сірки, то і в інших видах фракцій вона збільшуватиметься ($K=0,642078$ для часток розміром 1-13 мм та $K=0,756475$ для часток розміром до 1 мм). Також існує взаємозв'язок вмісту сірки між породними фракціями діаметрів 1-13 мм та 1 мм ($K=0,908106$) (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Коефіцієнти кореляції вмісту сірки у вуглевмісних та породних фракціях породних відвалів

Вміст сірки, %	Вуглевмісні фракції, %	Породні фракції (d=1-13 мм), %	Породні фракції (d≤1 мм), %
Вуглевмісні фракції, %	1	–	–
Породні фракції (d=1-13 мм), %	0,642078	1	–
Породні фракції (d≤1 мм), %	0,756475	0,908106	1

Таким чином, високі концентрації сірки, які містяться у вуглевмісних фракціях породних відвалів під впливом природних чинників та атмосферних опадів мігрують в інші породні частки. Такі явища є надзвичайно негативними та спричиняють забруднення довкілля небезпечними речовинами. У межах Львівсько-Волинського вугільного басейну розташовано 55 породних відвалів вугільних шахт. Ці девастовані ландшафти негативно впливають на екологічний стан міст Нововолинськ та Червоноград і їх околиць. Під час досліджень виявлено діючі відвали (на які продовжуються насипи), та відвали не діючі (процес відсіпання завершено, спостерігаються випадки горіння та на окремих ділянках – процеси заростання рослинністю).

Найбільш небезпечними ландшафто-трансформуючими чинниками породних відвалів вугільних шахт є зольність та вміст сірки у них. Встановлено, що зольність діючих відвалів та не діючих дещо різняться. Середній вміст золи у породі не діючих відвалів становить 79,95%, а у частинках із діаметром до 13 мм – 78,22%. Для діючих відвалів зольність вуглевмісних часток відвальної породи є найнижчою та перебуває у діапазоні 12,5-25,6% (середнє значення 20,08%). Середні показники зольності у діючих відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 86,45%. Середні

показники зольності у діючих відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 72,25%. Таким чином саме вуглевмісна порода та порода із діаметром часток до 1 мм є найбільш схильною до самозаймання.

Що стосується вмісту сірки у породі недіючих відвалів із різним гранулометричним складом, то тут перевищення відбувається у фракціях породи з діаметром до 13 мм (середнє значення 1,06%). В цілому у породі недіючих відвалів середні показники сірки становлять 0,94%. Вміст сірки у породі не діючих відвалів є найвищим для часток із вмістом вугілля. Середні показники вмісту сірки у діючих відвалах з вуглевмісними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 1,86%. Найвищими показниками вмісту сірки у вуглевмісних фракціях характеризуються породні відвали шахт «Лісова», «Степова» та «Червоноградська» (3%, 2,8%, 2,5% відповідно). Середні показники вмісту сірки у відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 0,75%. Середні показники зольності у відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 1,47%. Отже, вуглевмісні фракції є найбільш техногенно небезпечними з точки зору вмісту сірки, яка взаємодіє з іншими компонентами та хімічними елементами і мігрує у доквілля. Слід зазначити, що вміст сірки у породних фракціях з діаметром до 1 мм, які вимиваються до підшови відвалів також є високим.

Для подолання екологічно небезпечних чинників, які спричинені породними відвалами вугільних шахт необхідно запроваджувати природоохоронні технології на недіючих відвалах. До таких технологій належать: біологічна рекультивация, яка повинна враховувати лісову та сільськогосподарську фітомеліорацію і екологічний моніторинг доквілля у зоні впливу шахт. Для діючих відвалів необхідно запроваджувати сучасні технологічні процеси,

новітні транспортні та технічні засоби, а також контроль за дотриманням технологій складування.

3.5. Розподіл важких металів у породному відвалі вугільної шахти за результатами статистичного аналізу

Розподіл важких металів залежно від місць горіння породних відвалів та вплив цих явищ на природні фітомеліоративні процеси в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну не досліджено в повній мірі. Розвиток рослинності на породних відвалах вугільних шахт залежить від температури субстрату, мікроклімату, клімату, радіаційного фону та інших ландшафто-трансформуючих чинників. Поєднання такого роду досліджень у процесі аналізу наукових джерел нами не виявлено. Здебільшого дослідники обмежуються аналізом одного напряму досліджень породних відвалів вугільних шахт.

Шахта «Червоноградська» (до 2001 року – Шахта № 2 «Червоноградська») – займає частину Межирічанського та Західно-Бузького родовищ Львівсько-Волинського вугільного басейну. Розташована у місті Червоноград, Львівської області (Україна) [14]. На відстані 550 м північніше від шахти на лесовидних суглинках Волинської височини та схилі із абсолютними відмітками 205-210 м зосереджений терикон площею 142000 м² та висотою від 10 м до 33 м (рис. 3.23).

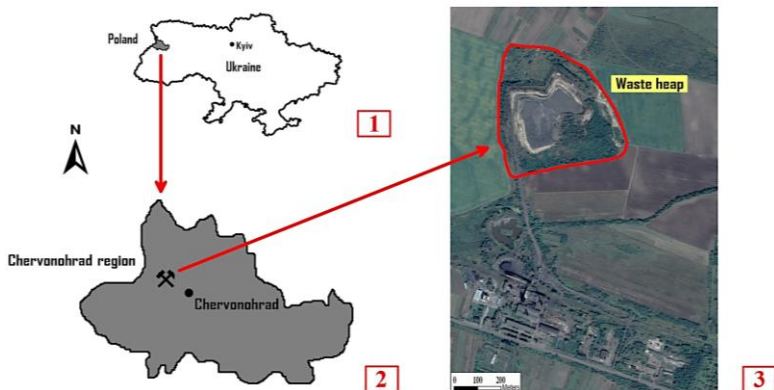


Рисунок 3.23 – Схема розташування вугільної шахти «Червоноградська» та породного відвалу в її межах: 1 – розташування Червоноградського гірничопромислового району на карті України; 2 – позначення на карті гірничопромислового району шахти «Червоноградська»; 3 – зображення породного відвалу шахти за допомогою карти Google Maps

Для досліджень нормального розподілу було обрано такі важкі метали: Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co та прийнято такі гранично-допустимі концентрації (ГДК) валових форм важких металів: Mn – 1500 мг/кг, Pb – 32 мг/кг, Ni – 85 мг/кг, Cu – 55 мг/кг, Zn – 100 мг/кг, Co – 50 мг/кг [52]. Статистика вмісту важких металів у відвалах шахти «Червоноградська» наведена у таблиці 3.6.

Таблиця 3.6

Зведена статистика вмісту важких металів у відвалах шахти Червоноградська

Variable	Descriptive Statistics					
	Valid N	Mean	Median	Minimum	Maximum	Std.Dev.
Mn	52	1294,506	1175,000	360,0000	3800,00	681,125
Pb	52	45,773	39,930	1,9500	154,00	33,587
Ni	52	51,237	50,700	11,2000	154,00	25,706
Cu	52	77,313	69,500	6,1000	214,40	44,446
Zn	52	40,869	37,900	25,5000	77,00	11,477
Co	52	1320,186	47,600	9,3000	17100,00	4323,271

За середнім значенням перевищення ГДК виявлено для Pb, Ni та Co. Спостерігається аномально високий та нерівномірний вміст Co, дані для якого коливаються від 9,3 мг/кг до 17100 мг/кг. Такий нерівномірний вміст Co у породі може бути пов'язаний із тим, що порода, яка вийнята із шахти на глибинах від 800 м до 1100 м, відсипається хаотично на різні ділянки відвалу. Зокрема, за принципом – заповнення зсувів та розломів на породному відвалі. Міграція Co в товщі породного відвалу залежить від таких показників, як рН, СЕС, вміст органічної речовини, вільного Fe, загального Mn. Дослідження Co і його міграцію детально описано в роботі [60], де встановлено біодоступність кобальту та його перенесення з ґрунту в овочі та рис. Серед 312 ґрунтів, зібраних з овочевих та рисових полів у приміських районах деяких великих міст провінції Фуцзянь, південно-східний Китай, загальний вміст Co в ґрунті коливався від 3,5 мг/кг до 21,7 мг/кг, що вказує на незначне накопичення порівняно з фоновим значенням провінції.

Дисбаланс основних елементів, зокрема Co, у ґрунті може вплинути на здоров'я рослин і тварин, що пасуться, і, таким чином, людей. У конкретному геологічному контексті Азорських островів проведено дослідження [56], яке має на меті оцінити концентрацію кобальту у вулканічних ґрунтах, щоб передбачити ризик дефіциту кобальту у тварин і людей. У шести вулканічних регіонах острова Сан-Мігель були зібрані зразки сільськогосподарського верхнього шару ґрунту та пасовищної рослинності, і були виміряні їхні фізико-хімічні властивості, включаючи вміст окремих елементів перехідних металів, таких як залізо, марганець та кобальт. Концентрація кобальту в ґрунті була нижчою за 5 мг/кг у Povoação < Furnas/Congro < Sete Cidades < Fogo і вищою за 10 мг/кг – у Picos < Nordeste. Концентрація кобальту була дуже низькою в пасовищній траві. Значення нижчі за 0,1 мг/кг спостерігалися у Furnas/Congro < Povoação < Fogo < Picos < Sete

Cidades, і лише вулканічний регіон Нордесте мав достатні значення кобальту ($0,34 \pm 0,19$ мг/кг) у траві пасовищ для задоволення потреб тварин [56].

Таким чином нерівномірність розподілу Со притаманна і природним ландшафтам вулканічного походження, зокрема пасовищам, про що описано науковцями із Китаю та Іспанії.

У нашому випадку описова статистика та тести Колмогорова-Смірнова, Шапіро-Вілька дають підстави для відхилення припущення щодо нормального розподілу важких металів у породних відвалах, які підлягали дослідженню. Найбільш близькими до нормального є розподіли у відвалах Cu (рис. 3.24) та Zn (рис. 3.25).

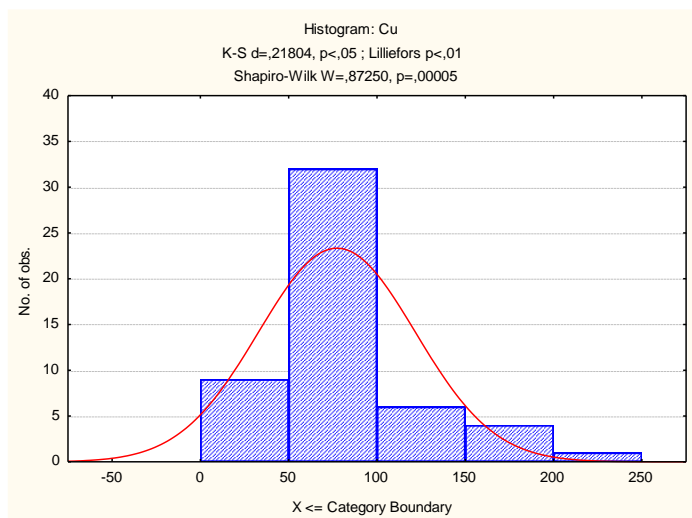


Рисунок 3.24 – Наближення до нормального розподілу Cu у породному відвалі шахти «Червоноградська»

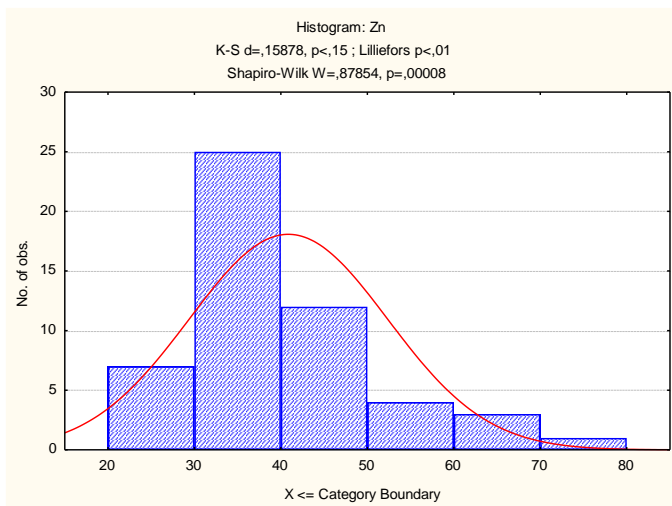


Рисунок 3.25 – Наближення до нормального розподілу Zn у породному відвалі шахти «Червоноградська»

Непараметричний коефіцієнт Спірмена (r_s) виявив середній рівень кореляції вмісту важких металів в парах Mn та Ni ($r_s=0,46$), Mn та Zn ($r_s=0,52$), Ni та Zn ($r_s=0,57$), Cu та Zn ($r_s=0,49$) (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Коефіцієнти кореляції досліджуваних важких металів у породному відвалі шахти «Червоноградська»

Spearman Rank Order Correlations (Шахта1) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at $p < .05000$						
Variable	Mn	Pb	Ni	Cu	Zn	Co
Mn	1,00	0,12	0,46	0,33	0,52	0,11
Pb	0,12	1,00	0,43	0,37	0,41	0,09
Ni	0,46	0,43	1,00	0,69	0,58	0,26
Cu	0,33	0,37	0,69	1,00	0,49	0,06
Zn	0,52	0,41	0,58	0,49	1,00	-0,07
Co	0,11	0,09	0,26	0,06	-0,07	1,00

Найвищий рівень кореляції в парі Ni та Cu ($r_s=0,69$) (рис. 3.26).

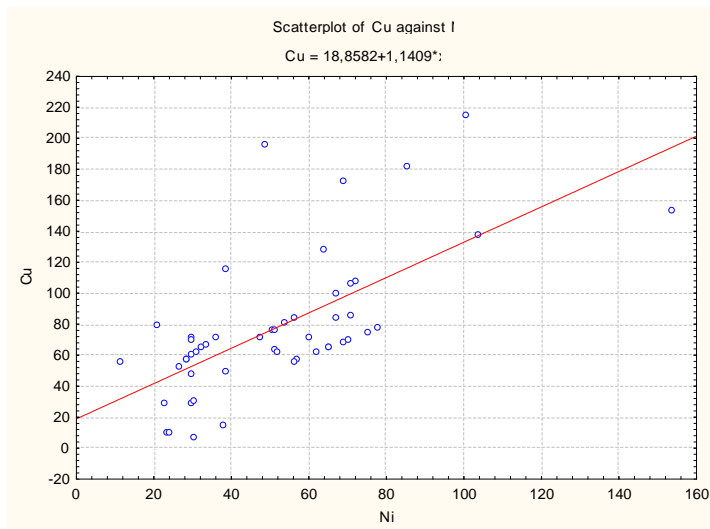


Рисунок 3.27 – Високий кореляційний зв'язок між вмістом Ni та Cu ($r_s=0,69$) у породі відвалу

Неоднорідність нормального розподілу та концентрації в породі низки важких металів спостерігалися і в результаті досліджень науковців [9]. Концентрації різних форм важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Cd і Pb) визначали [9] в матеріалі шахтного відвалу, багатому халькопіритом. Концентрації порівнювали з концентраціями природної рослинності, що колонізує звалище. Зразки, взяті зі звалища, є кислотними (рН H_2O від 3,0 до 5,0), мають вміст вуглецю нижче 0,5%, N нижче 0,2%, ефективну ємність катіонного обміну від 0,74 до 4,96 моль⁽⁺⁾/кг⁻¹ і відсоток насичення Al в обмінний комплекс вище 20% у 85% зразків. Вміст важких металів у спонтанно виниклій рослинності на звалищі коливався від: 150 до 900 мг Fe кг⁻¹, 84 і 2069 мг Mn кг⁻¹, 20,5 і 106 мг Cu кг⁻¹ і від 35 до 717 мг Zn кг⁻¹, при

розгляді всіх проаналізованих зразків рослин *Festuca* sp. накопичував Fe, *Salix atrocinerea* накопичував Zn і Mn, а *Frangula alnus* і *Quercus robur* – Mn. Науковці дійшли висновку, що ці місцеві види рослин можуть сприяти зниженню вмісту важких металів у матеріалі відвалу.

Загалом концентрації важких металів у ґрунтах експоненціально знижуються з віддаленням від шахтного джерела в основному завдяки розмивання водою та топографією [37]. Концентрації металів у відібраних видах рослин загалом зменшувалися в такому порядку: листя тютюну > зелена цибуля > листя сої > червоний перець \approx зерно кукурудзи, хоча цей порядок змінювався для окремих елементів. Ці результати узгоджуються з іншими повідомленнями про те, що рівень металів у листі (тютюні та соєвих бобах) зазвичай вищий, ніж у фруктах та зерні (червоний перець і кукурудза). Співвідношення концентрацій металів у рослинах до концентрацій у ґрунтах зменшувалися в порядку $Zn > Cd > Cu > Pb$. Зроблено висновок [37], що загальні концентрації металів у ґрунті та рН є основними факторами, що впливають на вміст металів у рослинах. Видобувні ґрунти з високим вмістом важких металів негативно вплинули на ріст та врожайність редису (*Raphanus sativus* L.), тоді як поправка на органічні добрива зменшила доступність важких металів, збільшила ріст редьки та мінімізувала ризик для здоров'я людини. Серед відібраних органічних добрив вермікомпост був більш ефективним і зменшив поглинання Cd, Cr, Pb та Mn на 32,5, 50,25, 44,50 та 42,25 % відповідно, покращив ріст редису, якість їжі та зменшив ризик для здоров'я людини [8].

У подібних до представлених нами дослідженнях [122] було оцінено загальну концентрацію шести потенційно токсичних металів (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn і Fe) у зразках ґрунту та рослин трьох домінуючих видів верби (*Salix purpurea* L., *Salix caprea* L. та *Salix eleagnos* Scop.), зібраних із покинутих

відвалів змішаних сульфідів (долина Імперіна, північно-східна Італія). Результати показують, що існує зростаюча потреба в подальших дослідницьких проєктах, зосереджених головним чином на механізмах, за допомогою яких такі верби здатні виживати в забруднених ґрунтах.

У нашому випадку в породі виявлено середній кореляційний взаємозв'язок між Ni та Mn ($r_s=0,46$), Zn та Mn ($r_s=0,52$), Zn та Ni ($r_s=0,58$), Cu та Zn ($r_s=0,49$) (рис. 3.28-3.31), який є свідченням хаотичності відсипання породи та ймовірного впливу на концентрацію важких металів опадів, рН субстрату, мікроклімату, як це описано у наукових працях вищезагаьними дослідниками.

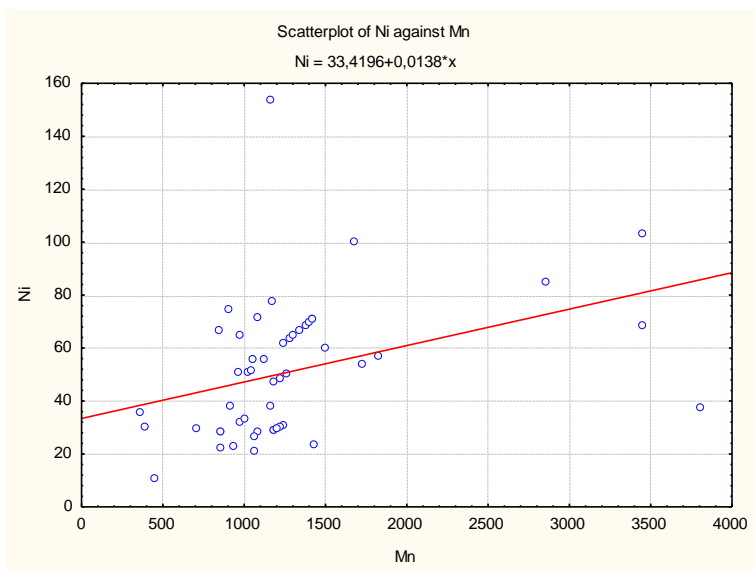


Рисунок 3.28 – Середній кореляційний зв'язок між вмістом Ni та Mn ($r_s=0,46$) у породі відвалу

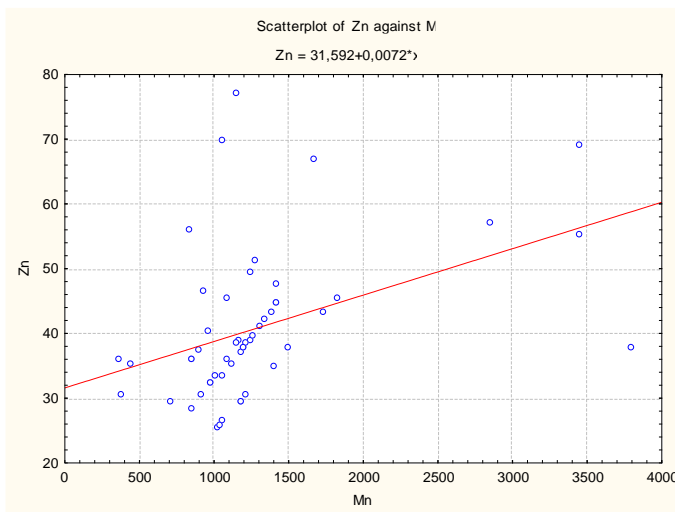


Рисунок 3.29 – Середній кореляційний зв’язок між вмістом Zn та Mn ($r_s=0,52$) у породі відвалу

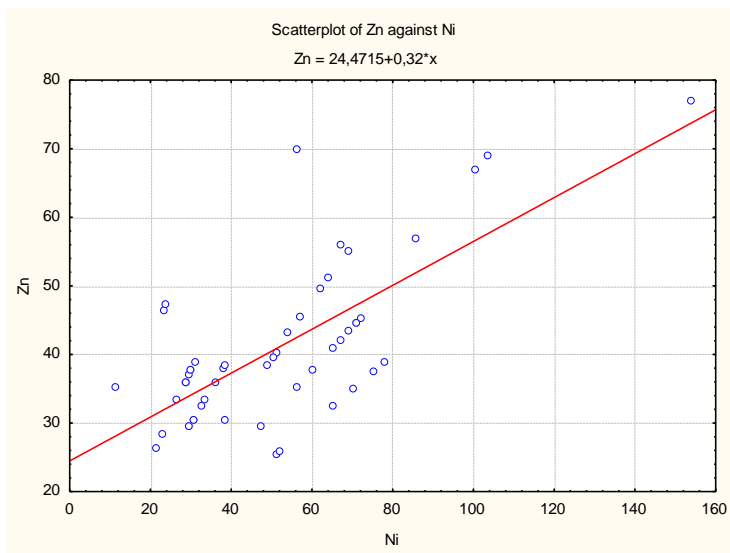


Рисунок 3.30 – Середній кореляційний зв’язок між вмістом Zn та Ni ($r_s=0,58$) у породі відвалу

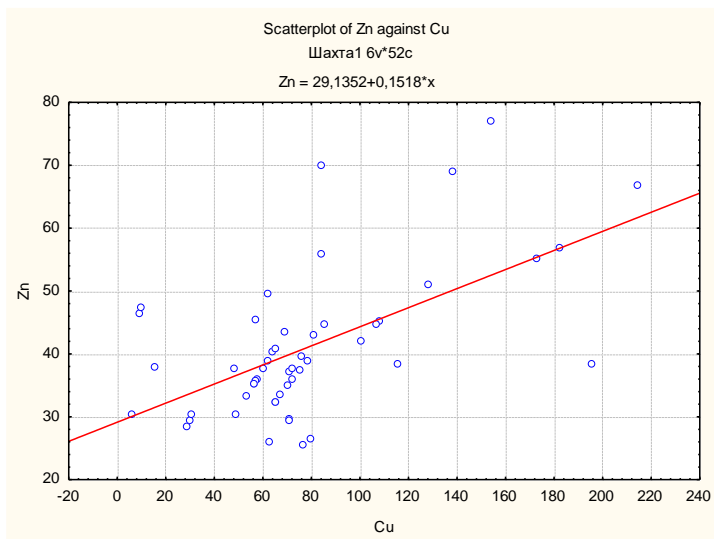


Рисунок 3.31 – Середній кореляційний зв’язок між вмістом Cu та Zn ($r_s=0,49$) у породі відвалу

Загалом, в нашому випадку кореляційний зв’язок між важкими металами в породі нижче середнього, а у 1/3 випадках – взагалі не прослідковується.

Отримані нами значення кореляційного аналізу збігаються із дослідженнями вчених у роботі [114], яка присвячена розподілу та рухливості важких металів (Fe, Mn, Cu, Zn та Cd) в навколишніх ґрунтах шахти та їх перенесення до дикої флори. Ґрунти та рослини були відібрані з гірничодобувної долини на північному заході Мадрида (Іспанія), а також проаналізовано загальні та видобуті важкі метали. У ґрунтах, які постраждали від гірничих робіт, загальні концентрації Cd, Cu та Zn перевищували порогові значення токсичності. Відсоток екстрагованого елемента був найвищим для Cd і найменшим для Cu. Спостерігається дуже значуща кореляція між загальною та видобувною концентрацією металів у ґрунтах, що вказує на те, що серед

досліджених факторів загальна концентрація металів є найбільш релевантною для вилучення важких металів у цих ґрунтах. Концентрації металів, що витягуються $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, у ґрунтах краще корелюють із концентраціями металів у кількох видах рослин, ніж загальні метали в ґрунтах, і, таким чином, можуть використовуватися як відповідний та надійний метод для оцінки фітодоступної фракції, присутньої в ґрунтах. Також науковці проаналізували 25 видів судинних рослин (3 папороті та 22 квіткові рослини), щоб визначити виняткові характеристики, які були б цікавими для фіторемедіації та/або рекультивації ґрунту. Високі концентрації Cd і Zn виявлені в надземних частинах *Hypericum perforatum* (Cd), *Salix atrocineria* (Cd, Zn) і *Digitalis thapsi* (Cd, Zn). Автори декларують, що стаття [192] є першою доповіддю про здатність двох останніх видів рослин до накопичення важких металів. Оцінювали фіторемедіаційну здатність *S. atrocineria* щодо Cd і Zn, отримуючи інтервали часу, які можна вважати придатними для фітоекстракції забруднених ґрунтів. Поки-що дослідження вмісту важких металів у рослинності для нашого випадку у перспективі.

Досліджено вміст Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co у породі відвалу вугільної шахти «Червоноградська» Львівсько-Волинського вугільного басейну (Україна). За середнім значенням перевищення ГДК виявлено для Pb, Ni та Co. Спостерігається аномально високий та нерівномірний вміст Co, дані для якого коливаються від 9,3 мг/кг до 17100 мг/кг. Виявлено, що найбільш близькими до нормального є розподіли у відвалах Cu та Zn. Непараметричний коефіцієнт Спірмена (r_s) виявив середній рівень кореляції вмісту важких металів в парах Mn та Ni ($r_s=0,46$), Mn та Zn ($r_s=0,52$), Ni та Zn ($r_s=0,58$), Cu та Zn ($r_s=0,49$).

Вивчення вмісту важких металів у породі відвалів вугільних шахт є важливими з точки зору підбору асортименту рослинності для проведення рекультиваційних

робіт, що у свою чергу призведе до підвищення якості довкілля та зростання регіональної екологічної безпеки вугледобувних комплексів.

3.6. Моніторинг поширення важких металів в едафічних горизонтах породних відвалів

Аналіз валового вмісту важких металів Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb у горизонтах 0-15 см і 0-20 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового району показав, що їх значення не перевищують гранично-допустимих концентрацій для ґрунтів. Єдине значення, яке перевищує гранично-допустимі концентрації, встановлено для Cu (досліджувана ділянка № 4) біля підніжжя породного відвалу зі сходу. Проте, показники вмісту важких металів у порівнянні із фоновими значеннями (досліджувана ділянка № 6) є більшими за окремими елементами в десятки разів (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Вміст важких металів у пробах субстрату породного відвалу шахти «Надія»

№	Горизонт, см	Mn, мг/кг	Fe, мг/кг	Co, мг/кг	Ni, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг
1)	0-15	72,3	4200,0	2,6	19,9	7,9	9,0	0,15	5,4
	0-20	112,8	21444,4	4,5	26,8	26,6	24,8	0,17	16,2
2)	0-15	806,9	36027,7	19,1	44,1	44,7	50,6	0,24	17,6
	0-20	259,6	20694,4	9,2	36,0	34,6	32,3	0,29	14,7
3)	0-15	92,9	18194,4	5,4	30,0	23,0	30,0	0,19	15,5
	0-20	158,2	5786,1	2,8	13,0	6,0	26,9	0,24	7,9
4)	0-15	894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,23	23,0
	0-20	25,6	1392,5	0,4	11,8	1,8	6,7	0,15	5,2
5)	0-15	144,8	16935,1	5,3	25,9	37,1	63,2	0,26	14,3
	0-20	93,0	5203,7	3,6	24,4	10,8	10,7	0,16	6,8
6)	0-15	19,0	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9
	0-20	211,7	19472,2	7,9	36,1	34,6	29,3	0,30	13,9
ГДК [21, 22]		1500	не норм.	50	85	55	100	3	32
Найбільше		894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,3	23
Найменше		19	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9

Середнє	240,95	16219,7	7,075	28,875	23,675	29,48	0,21	11,95
Max 0-15	894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,26	23
Min 0-15	19	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9
Max 0-20	259,6	21444,4	9,2	36,1	34,6	32,3	0,3	16,2
Min 0-20	25,6	1392,5	0,4	11,8	1,8	6,7	0,15	5,2

Найбільший вміст Mn (894,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Mn (19 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновією та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Mn (259,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 2 із західного боку на схилі породного відвалу. Найнижчий вміст Mn у горизонті 0-20 см (25,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Mn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.32.

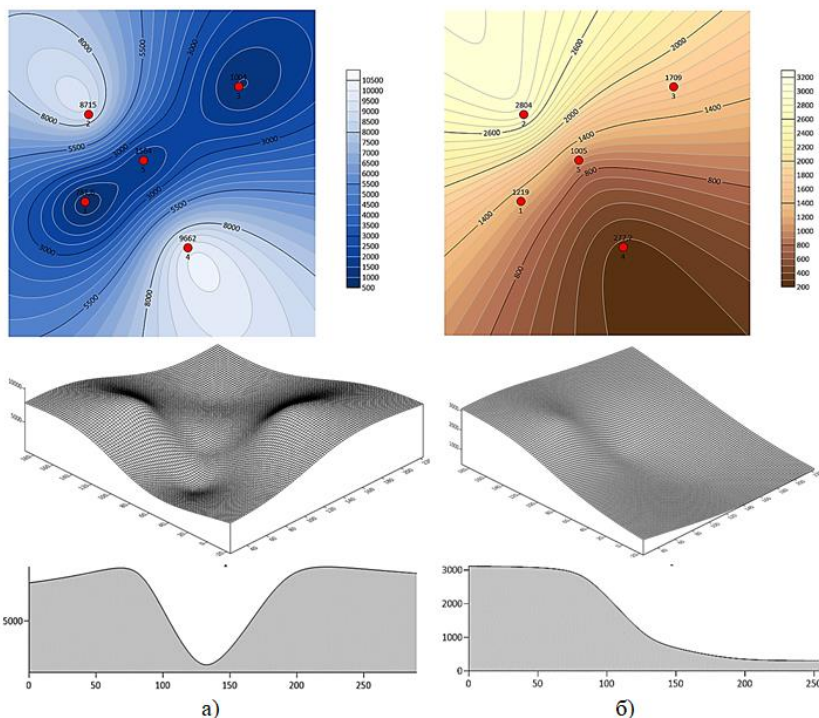


Рисунок 3.32 – Поширення Mn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Fe (44157,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Fe (1128,7 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновією та розташована за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Fe (21444,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 1 із південного боку біля підніжжя. Найнижчий вміст Fe у горизонті 0-20 см (1392,5 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Fe (мг/кг) у едафічних горизонтах

породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.33.

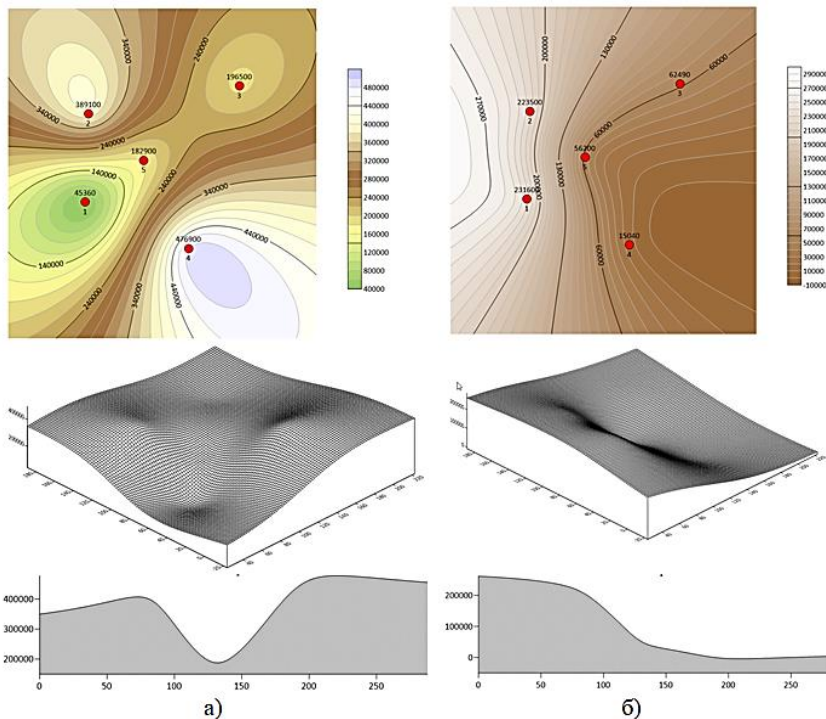


Рисунок 3.33 – Поширення Fe (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Co (23,8 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Co (0,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фонову та розташована за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Co (9,2 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 2 із західного

боку на схилі. Найнижчий вміст Co у горизонті 0-20 см (0,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Co (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.34.

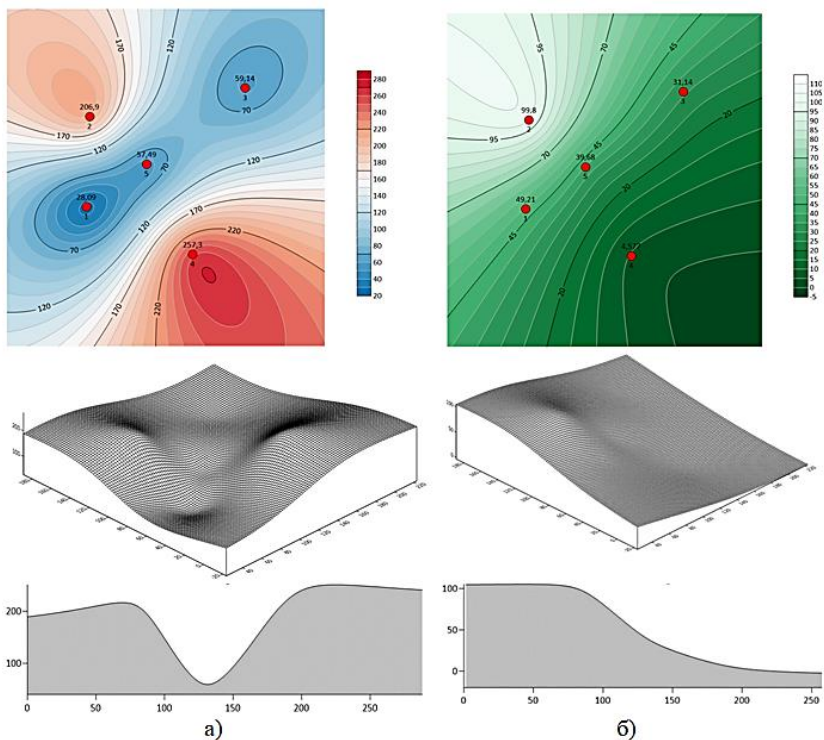


Рисунок 3.34 – Поширення Co (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Ni (67,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Ni (10,9 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у

горизонті 0-15 см, яка є фоною та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Ni (36,1 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 (ділянка з фоновим значенням). Найнижчий вміст Ni у горизонті 0-20 см (11,8 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Ni (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.35.

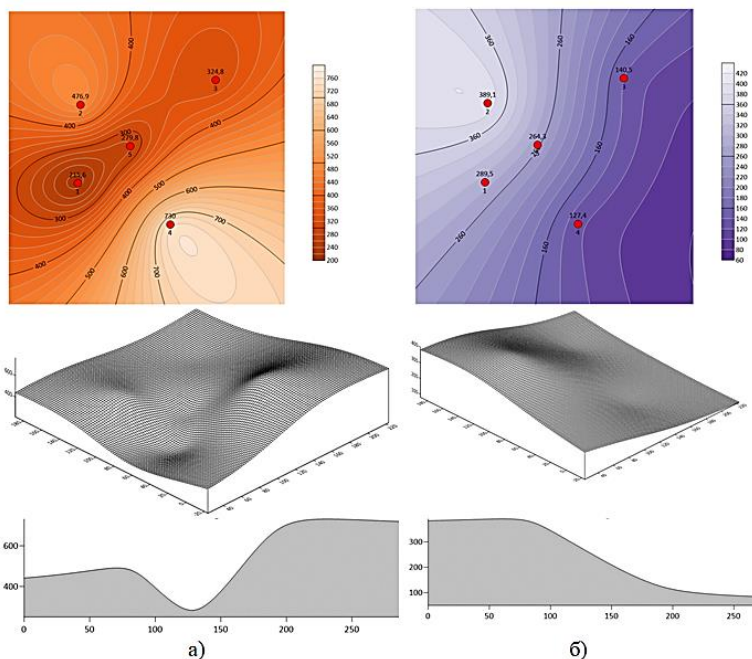


Рисунок 3.35 – Поширення Ni (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Cu (55,7 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного

боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Cu (1,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновією та розташована за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-20 см найбільший вміст Cu (34,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 (ділянка з фоновим значенням). Найнижчий вміст Cu у горизонті 0-20 см (1,8 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Cu (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.36.

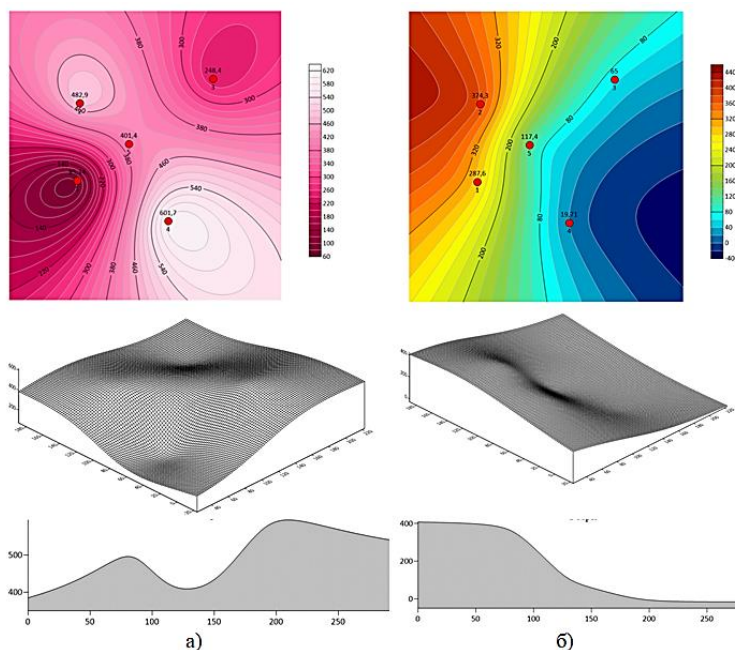


Рисунок 3.36 – Поширення Cu (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Zn (67,9 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Zn (2,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у горизонті 0-15 см, яка є фоною та розташована за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-20 см найбільший вміст Zn (32,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 2 із західного боку на схилі породного відвалу. Найнижчий вміст Zn у горизонті 0-20 см (6,7 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Zn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.37.

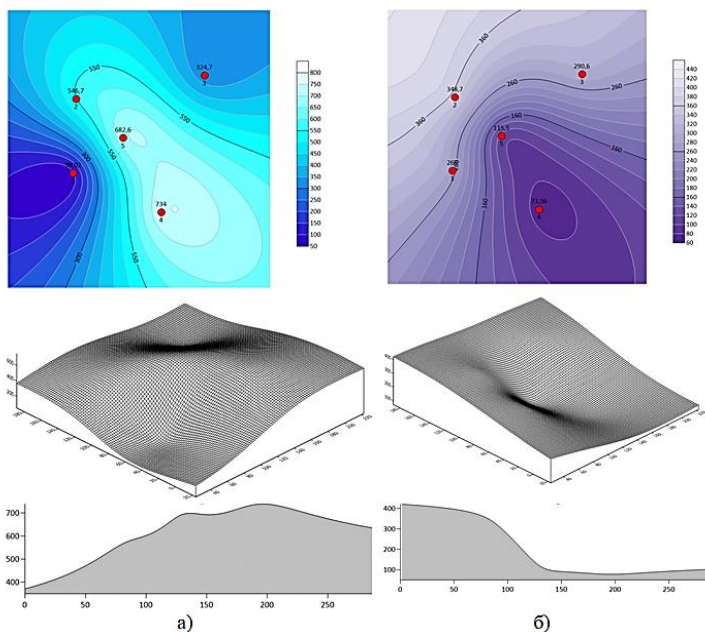


Рисунок 3.37 – Поширення Zn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Cd (0,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 (фонова ділянка) у горизонті 0-20 см. Найнижчий вміст Cd у горизонті 0-20 см (0,15 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Cd (0,14 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновою та розташована за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-15 см найбільший вміст Cd (0,26 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 5 на вершині породного відвалу. Моделювання поширення Cd (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.38.

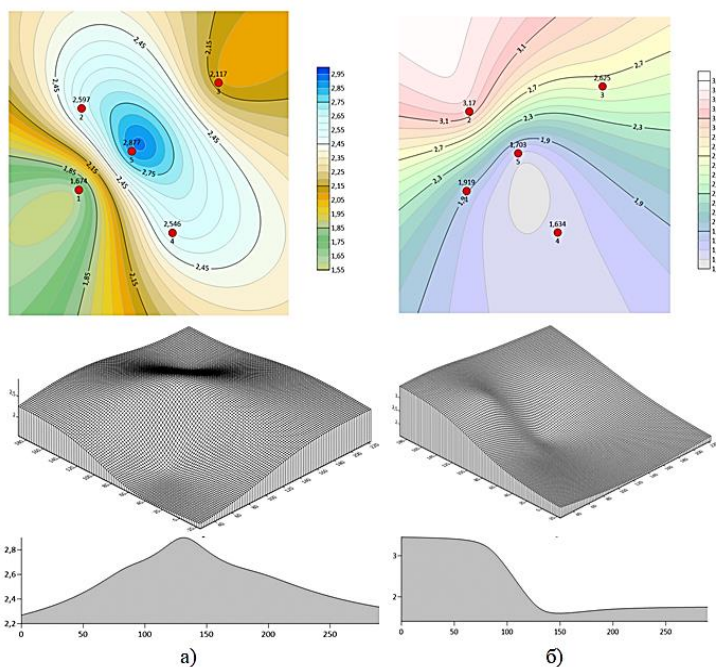


Рисунок 3.38 – Поширення Cd (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Pb (23 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 у горизонті 0-15 см зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Pb (2,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 6 у горизонті 0-15 см, яка є фоною та розташована за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-20 см найбільший вміст Pb (16,2 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 1 із південного боку біля підніжжя породного відвалу. Найнижчий вміст Pb у горизонті 0-20 см (5,2 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці № 4 зі східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Pb (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.39.

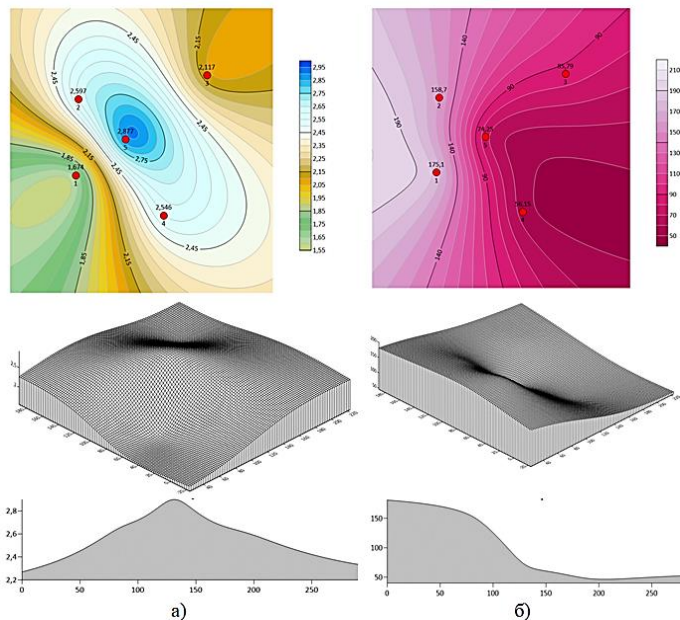


Рисунок 3.39 – Поширення Pb (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Неоднорідність поширення важких металів у генетичних горизонтах субстрату породного відвалу зумовлюється частими зсувами, змінною кислотністю породи, неоднорідністю природного заростання та наявними осередками горіння. Із наявністю опадів токсичні сполуки, важкі метали та інші небезпечні речовини вимиваються із поверхні породних відвалів, а у нашому випадку ці речовини ще і потрапляють у природну водойму.

Із наявністю опадів токсичні сполуки, важкі метали та інші небезпечні речовини вимиваються із поверхні породних відвалів та потрапляють у природну водойму. Для зниження засоленості водойми в зоні впливу породного відвалу шахти «Надія» пропонується запроваджувати біля підніжжя геохімічні бар'єри, а у прибережній зоні висаджувати солестійкі види та віоленти.

3.7. Геохімічні властивості підтериконових вод

Гірнича промисловість спричиняє значний техногенний пресинг на довкілля та є потужним чинником зростання парникового ефекту та зміни клімату. Дослідження впливу вугільної галузі на довкілля представляє цікавість багатьох науковців світу. Багато наукових праць присвячені породним відвалам шахт, які забруднюють усі компоненти довкілля людини – повітря, поверхневі та підземні води, ґрунт, рослинність. Серед наукових праць слід відмітити роботи, які спрямовані на встановлення екологічної та техногенної небезпеки породних відвалів [6, 40, 64, 78, 85, 127, 168] та, які присвячені виведенню цих об'єктів з експлуатації, у тому числі за допомогою біоти [63, 74, 81, 99, 109].

Питаннями геохімічного забруднення поверхневих та підземних вод у зоні вугледобування присвячено чимало наукових праць. Початок таких досліджень припадає на 70-ті, 80-ті роки ХХ століття [62, 100, 111, 116, 167]. Зокрема, у роботі [111] розглянуто видалення важких металів та

нейтралізацію кислотності у шахтних стічних водах водоростями та бактеріями. Показано, що зростання штучних водоростей у штучних системах усуває значні кількості важких металів і дрібних частинок з шахтних стічних вод. Описано бактеріальні системи для окислення двовалентного заліза і відновлення сульфату, що призводить до нейтралізації кислотності. Зроблено висновок про те, що комбінація бактеріальних і водорослевих систем з оптимізацією процесу, включаючи поправки до поживних речовин, може забезпечити відповідну обробку шахтних стічних вод. Металостійкі бактерії також можуть бути важливими при рекультивації породних відвалів.

Використання намулу міських стічних вод при відновленні відвалу шахти у Колорадо наведено у роботі [116]. Встановлено, що додавання намулу сприяло розвитку рослинності, аналогічно до процесу додавання добрив неорганічного азоту (N) і фосфору (P), та сприяло стимулюванню мікробної активності.

Про забруднення поверхневих та підземних водойм стічними водами гірничо-металургійної галузі Польщі йдеться у статті [100]. Встановлено, що збільшення концентрації забруднюючих речовин, головним чином важких металів та іонів хлору, слід розглядати як тривожні. Близько 50% поверхневих стоків навіть не відповідають стандартам класу якості III. З урахуванням викидів пилу та газів і обсягів скинутих відходів, включаючи стічні води на 1 км², виділено 27 екологічно небезпечних регіонів у Польщі. Половина цих регіонів розташовані в гірничо-металургійних районах.

У науковій праці [115] наведені результати фізико-хімічних досліджень шахтних та стічних вод з породних відвалів. Встановлено, що шахтні води можуть бути кислими або нейтральними залежно від вмісту піриту в вугіллі. Це погіршує якість води регіону з точки зору зниження рН

навколишніх водних ресурсів і підвищення рівня загальної кількості завислих твердих речовин, загальної кількості розчинених твердих речовин і деяких важких металів. Встановлено, що у некислих породах якість води показує високу твердість і бактеріальні забруднення. Стічні води з відвалів виявляються збагаченими концентрацією металів, особливо Fe, Cu, Mn і Ni. Високі значення твердості шахтної води знижують її користь у побутових цілях. У статті проілюстровано якість кислих і некислотних мінеральних вод і характеристики фільтрації відкритих вугільних шахт. Забруднюючі речовини, такі як нафтопродукти і важкі метали, знаходять у відпрацьованих стоках з породних відвалів.

У праці [133] відображені дослідження щодо зниження ерозії поверхні відвалів шахт завдяки рослинності, а також регулюванню стічних вод. Встановлено, що відновлення рослинності має різний вплив на стік і ерозію ґрунту. У довгостроковій перспективі рослинність може підвищити органічну речовину ґрунту, поліпшити фізичні властивості, а також знизити стік та ерозію до безпечного рівня. Це дослідження дає теоретичні основи та технічну підтримку для меліорації земель та збереження ґрунтів і водних ресурсів у екологічно небезпечних районах вуглевидобування.

Дослідження [69] присвячені встановленню техногенного забруднення довкілля стічними водами з породних відвалів уранової шахти, а також озера, яке утворилося в відкритому кар'єрі. Встановлено, що концентрація урану досягала 181 мкг/л у воді озера, 266 мг/кг в стічних водах з відвалів і 377 мг/кг у прилеглих ґрунтах. Концентрація миш'яку становила до 158 мкг/л у воді озера, 211 мг/кг у стічних водах з відвалів і 223 мг/кг у прилеглих ґрунтах. Спостерігалось, що найбільші концентрації більшості металів, у тому числі As (III), у воді відбувалися влітку внаслідок випаровування. Екологічне відновлення

гірничодобувної ділянки необхідно для уникнення небезпеки для населення.

Гідрохімічні показники річки Odiel (Іспанія), які формуються під впливом шахтних вод наведено у дослідженнях [70, 101]. Зразки поверхневих вод були зібрані в 91 різних пунктах на всьому басейні р. Odiel і проаналізовані за польовими і лабораторними методами розчинення металів і металовмісних сполук. Дренаж кислотних шахт зачіпає 37% довжини дренажної мережі, що свідчить про велику різноманітність геохімічних умов. Встановлено, що річкою транспортується в океан 15% загального валового потоку розчиненого Zn і 3% загального валового потоку розчиненого Cu.

У роботі [118] здійснено геохімічні дослідження водою та водно-болотних угідь в зоні впливу шахт з видобування Au. Забруднення проявляється у вигляді низького рН (<2) і високої концентрації SO_4^{2-} (в деяких випадках перевищує 7000 мг/дм³). Якість води покращується на певній відстані від хвостосховища. Виявлено, що забруднення наприкінці сезону дощів були вищими, що пояснюється збільшенням рівня води та, як наслідок, збільшенням просочування підземних вод. Там, де рівень води наближається до поверхні, верхні 20 см ґрунтових профілів сильно забруднені важкими металами через капілярний підйом і випаровування ґрунтових вод [68]. Окислення заліза створило окислювально-відновний буфер, який контролює рН потоку води. Швидкість окислення і розбавлення повільна, а шкідливий ефект від додавання забрудненої води зберігається більш ніж на 10 км за межами джерела.

Оцінку ризиків для підземних вод у зоні впливу мідно-молібденового кар'єру наведено у роботі [132]. Вивчення оцінки ризику підземних вод від забруднення з кількома джерелами та розробка довгострокової програми моніторингу для вирішення таких проблем є дуже

важливими. Встановлено, що необхідно розробити систему моніторингу ґрунтових вод, яка враховує напрямок міграції та відстань забруднюючих речовин від руху підземних вод у штучному потоці під впливом воронки підземних вод.

В Україні проводяться численні дослідження щодо гідрологічного режиму гірничодобувних територій [26, 40, 45, 138, 165]. У наукових працях наведено результати досліджень щодо особливостей впливу гірничих робіт на гідросферу при відкритому та підземному способах розробки родовищ. Запропоновані технічні рішення відновлення гідросфери після припинення гірничих робіт. Обґрунтовано методики гідрологічних досліджень у зоні впливу вугільних шахт.

Внаслідок складування відвальної породи у відвали якість довкілля невпинно знижується. Це насамперед пов'язано із виділенням небезпечних речовин та сполук у водонесні горизонти, ґрунти, повітря. Надзвичайно актуальними також є проблеми гідрологічних режимів, забруднення питної води, а також наявність її загалом. Внаслідок накопичення атмосферних опадів біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт утворюються озера із стічними, так званими «підтериконовими водами». Ці води, насичені токсичним хімічними елементами потрапляють у поверхневі та підземні води, а також у відкриті водойми. Внаслідок цього якість води знижується за всіма показниками. На території Львівсько-Волинського вугільного басейну переважна більшість рік є в басейні Вісли, у тому числі одна із найбільших в Україні – Західний Буг (рис. 3.40). Використовуючи відкриту платформу *Open Environment* можемо зробити оцінку, що через вміст амоній-іонів та нітрит-іонів якість води у річці Західний Буг дуже погана. Такий рівень забруднення спричиняє мутацію водних організмів та, як наслідок негативно, впливає на здоров'я людей.

Прозорість, см	18	18	18	18	18	18	–
Завислі речовини, мг/дм ³	33,8	34,2	26,4	32,8	32,6	28,8	380
pH	2	7,3	7,6	7,5	4,7	7,4	6,5
Окислюваність, мгО ₂ / дм ³	4,8	3,1	4,8	5,4	7,4	4,6	–
Лужність, мг/екв.	0	6,6	6,4	6,5	0	6,5	9
Кислотність, мг/екв.	35,6	0	0	0	13,8	0	–
Твердість загальна, мг/екв.	25,3	4,3	6,2	26,8	26,6	19,6	–
Сухий залишок, мг/ дм ³	6941	922	1119	1865	3842	3814	1000
Кальцій, мг/дм ³	474	52	96	384	396	300	–
Магній, мг/дм ³	19,2	20,4	16,8	91,2	81,6	55,2	20
Залізо загальне, мг/дм ³	2,44	0,15	0,13	0,22	2,8	0,18	0,5
Хлориди, мг/дм ³	136	174	324	248	466	438	350
Сульфати, мг/дм ³	6299	194	180	1080	1624	1250	500
Амоній, мг/дм ³	1,24	0,32	1,56	0,4	0,86	0,56	30
Нітриди, мг/дм ³	0,11	0,03	0,11	0,08	1,52	0,06	3,3
Нітрати, мг/ дм ³	1,06	1,1	1,2	0,57	2,8	0,64	45
Фтор, мг/ м ³	1,91	0,8	0,3	0,3	0	0,4	1
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	10
Фосфати, мг/дм ³	2	2	2	2	2	4,2	10
Мідь, мг/дм ³	0,28	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1,0
Марганець, мг/дм ³	8,94	0,0	0,0	0,1	0,6	0,2	0,1
Алюміній, мг/дм ³	1,58	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Хром (VI), мг/дм ³	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Встановлено, що рН середовища (підтериконових вод) перебуває в діапазоні від сильно кислого (шахта «Межірчанська») до лужного (шахти «Великомостівська», «Степова», «Зарічна», «Червоноградська»), при нормі, наближеній до нейтрального (6,5). Слід зазначити, що підтериконові стічні води впливають на рН ґрунту, а це, в свою чергу, впливає на розвиток лісових та сільськогосподарських культур. Значення завислих речовин

не перевищує граничнодопустимі концентрації (ГДК) та знаходиться в межах 26,4-34,2 мг/дм³. Значення заліза загального перевищує ГДК для підтериконових вод шахт «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Тривале вживання води з підвищеним вмістом заліза, крім захворювань печінки, крові й алергійних реакцій, збільшує ризик інфарктів, негативно впливає на репродуктивну функцію організму. Залізо повільно виводиться з організму людини, має канцерогенний вплив, порушує роботу мозку.

Часто у криницях досліджуваного регіону спостерігається високий вміст нітратів, які викликають серйозні розлади здоров'я через метгемоглобінемію, коли гемоглобін у крові людини втрачає здатність переносити до тканин кисень. Вміст амонію в підтереконних водах знаходиться в межах норми (0,32-1,24 мг/дм³). Просторовий розподіл амонію, заліза загального, завислих речовин та рН відображено на рисунку 3.41.

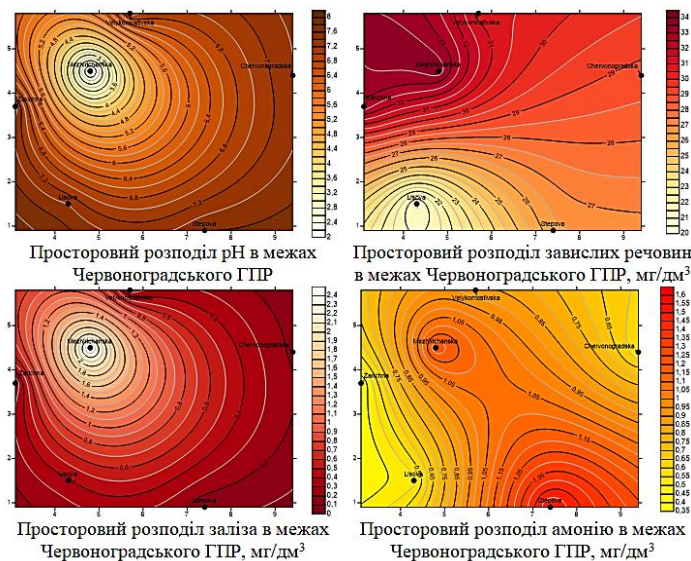


Рисунок 3.41 – Вміст амонію, заліза загального, завислих речовин та рН у підтериконових водах

Просторові розповсюдження забруднюючих речовин глибоко впливають на всі компоненти біоти. Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Найбільше їх виявлено у підтериконових водах шахти «Межирічанська» 6941 мг/дм³. Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК лише для шахти «Межирічанська» (у 2 рази). Найбільший вміст фосфатів виявлено у підтериконових водах шахти «Червоноградська» (4,2 мг/дм³), проте він не перевищує ГДК, які становлять 10 мг/дм³.

Хлориди найбільше концентруються у підтериконових водах шахт «Лісова» та «Червоноградська», перевищуючи ГДК у 1,33 і 1,25 рази відповідно. Надлишок хлоридів в сполуках з іншими органічними речовинами призводить до онкологічних захворювань людини. Основний недолік питної води – надмірна жорсткість, тобто надлишок солей кальцію та магнію, гідрокарбонатів, сульфатів і заліза. Якщо людина постійно п'є таку воду, то є ризик утворення каміння в нирках та жовчному міхурі. Висока жорсткість води призводить до сечокам'яної хвороби. Зокрема, вода із жорсткістю понад 10 мг-екв./дм³ підвищує ризик захворювання на ендемічний зоб. Вода з високою жорсткістю сприяє розвитку дерматитів у людей. Просторовий розподіл сульфатів, фтору, фосфатів, хлоридів зображено на рисунку 3.42.

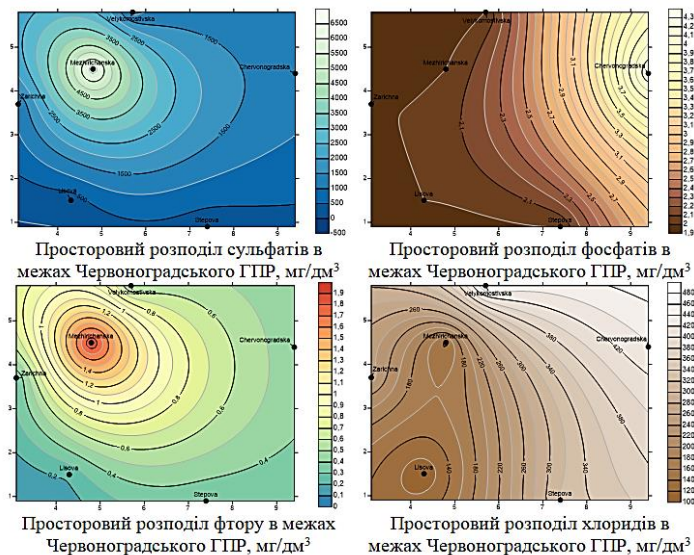


Рисунок 3.42 – Вміст сульфатів, фтору, фосфатів, хлоридів у підтериконових водах

Граничнодопустимі концентрації хлоридів у воді становлять 350 мг/дм³. Встановлено, що перевищення ГДК зосереджене у підтериконових водах шахт «Великомостівська» (у 1,32 раза), «Лісова» (у 1,33 раза), «Червоноградська» (у 1,25 раза) (рис. 3.43).

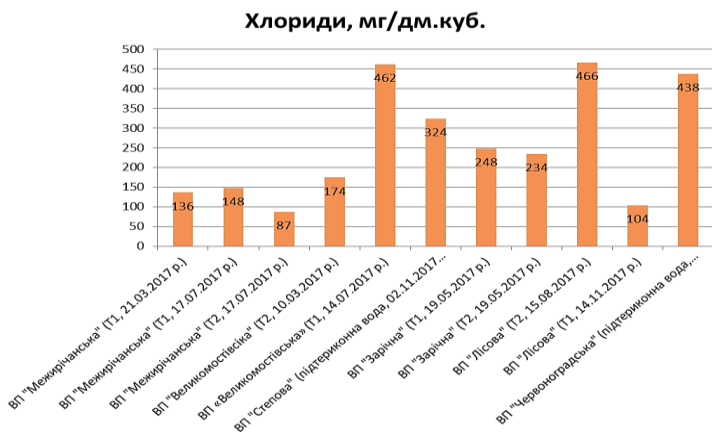


Рисунок 3.43 – Вміст хлоридів у породних відвалах шахт Червоноградського гірничопромислового району

Граничнодопустимі концентрації сульфатів у воді становлять 500 мг/дм^3 . Встановлено, що найвищі концентрації сульфатів зосереджені у підтериконових водах шахт «Межирічанська» та перевищують ГДК (у 12,6 раза), «Зарічна» (у 4,91 раза), «Лісова» (у 3,25 раза) (рис. 3.44).

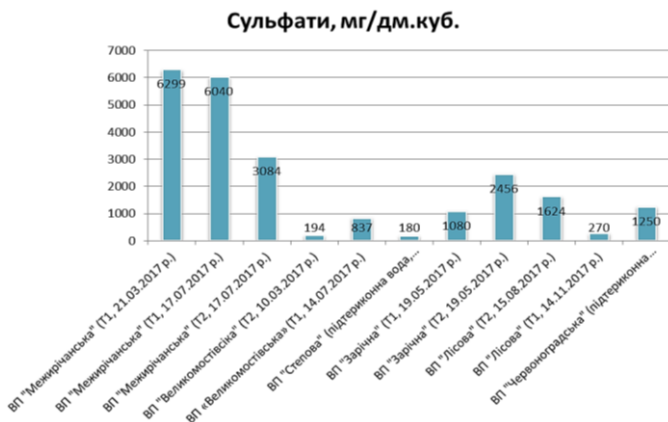


Рисунок 3.44 – Вміст сульфатів у породних відвалах шахт Червоноградського гірничопромислового району

Високий вміст сульфатів у пробах підтверджує припущення про значну кількість вільної сірчаної кислоти, яка виділяється з породи та депонується у підтериконових водах. Підвищений вміст хлоридів та сульфатів у стічних водах з відвалів спричиняє забруднення солями поверхневих та підземних вод.

Встановлено, що найбільша жорсткість води притаманна у зоні впливу шахти «Межирічанська» (25,3 мг.екв/дм³), «Зарічна» (26,8 мг.екв/дм³), «Лісова» (26,6 мг.екв/дм³), при нормі 7 мг.екв/дм³. Прозорість стічних вод становить 18 см (рис. 3.45).

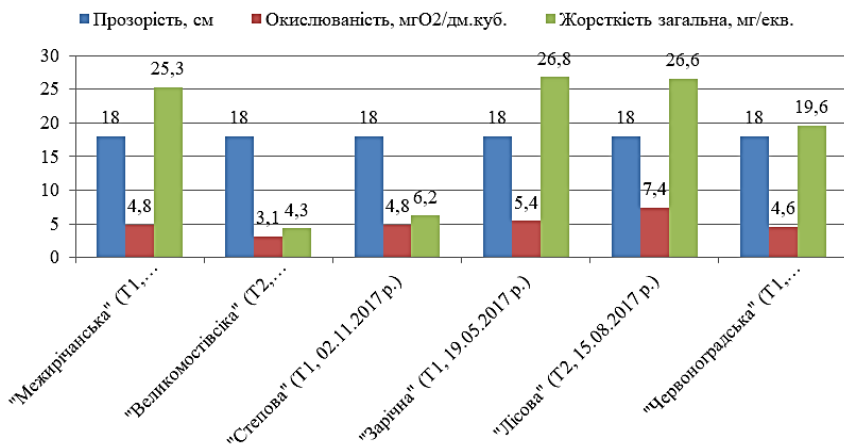


Рисунок 3.45 – Показники прозорості, окиснюваності та жорсткості підтериконових стічних вод

Сухий залишок солей перевищує допустимі норми (1000 мг/дм³) на породних відвалах шахт «Межирічанська» (6941 мг/дм³), «Степова» (1119 мг/дм³), «Зарічна» (1865 мг/дм³), «Лісова» (3842 мг/дм³), «Червоноградська» (3814 мг/дм³). Уміст кальцію в пробах стічних вод знаходився в межах 52-474 мг/дм³ (рис. 3.46).

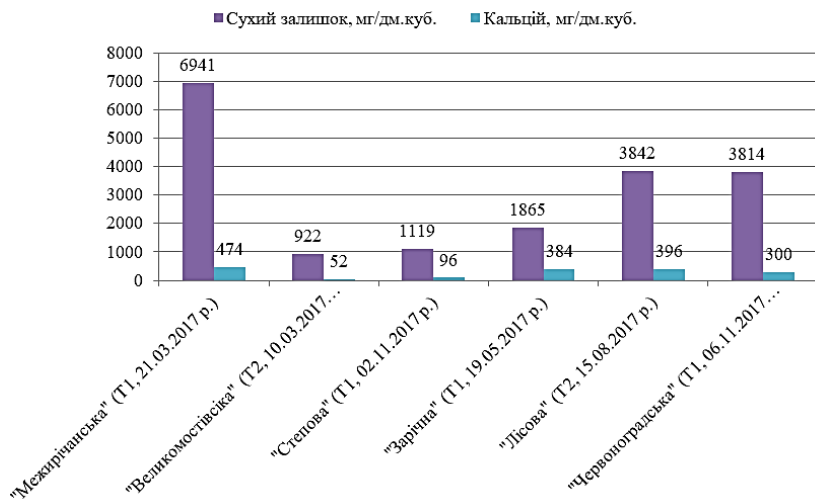


Рисунок 3.46 – Вміст сухого залишку та кальцію в підтериконових стічних водах

У відібраних пробах ми виявили алюміній та хром. Вміст хрому не перевищував $0,01 \text{ мг/дм}^3$ у всіх пробах. Вміст алюмінію становив $0,04 \text{ мг/дм}^3$ для всіх досліджуваних стічних вод, окрім вод породних відвалів шахти «Межирічанська», де його показники сягнули $1,58 \text{ мг/дм}^3$. Це значення алюмінію пов'язане із подальшим потраплянням його з надр, оскільки шахта є діюча донині. Значення алюмінію та хрому у підтериконових стічних водах досліджуваних шахт наведені на рис. 3.47.

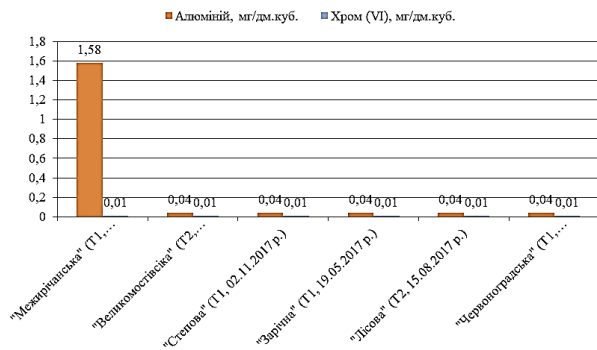


Рисунок 3.47 – Вміст алюмінію та хрому в підтериконових стічних водах

Із огляду на вищенаведені показники вмісту забруднюючих речовин у підтериконових стічних водах, ми змоделювали поширення забруднюючих речовин у ріничодобувному регіоні (рис. 3.48).

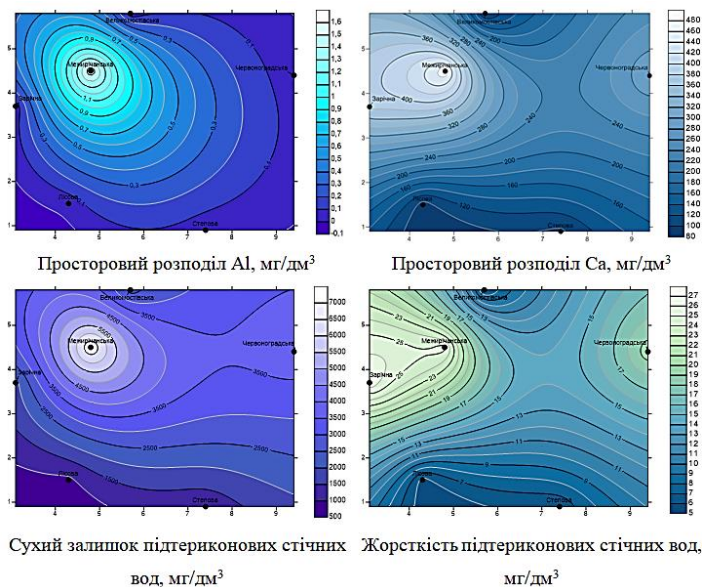


Рисунок 3.48 – Моделювання поширення забруднювачів підтериконових стічних вод у межах Червоноградського ГПР

Встановлено, що найвищий вміст фтору в підтериконових водах притаманний шахті «Межирічанська» ($1,91 \text{ мг/дм}^3$). Також значення вмісту фтору у підтериконових водах перевищує допустимі норми ($0,5 \text{ мг/дм}^3$) для шахт «Великомостівська», «Зарічна», «Червоноградська». У зоні впливу шахт «Лісова» та «Степова» вміст фтору в підтериконових водах перебуває в межах норми. У людини з надлишком фтору в організмі починаються захворювання: кісткові нарости, огрубіння і нерухомість суглобів, остеохондроз, змінюється колір, форма і напрямок росту зубів. Одним з найбільш явних і видимих показників надлишку фтору є поява на зубній емалі маленьких світлих плям, які з часом темніють. Далі вже зуби починають просто кришитися. Також фтор може спровокувати генетичні зміни плода під час вагітності, збільшуючи ризик захворювання раком, включаючи рак кісток. Серед наслідків тривалого застосування фтору зустрічаються: рак, зниження інтелекту, летаргія, хвороба Альцгеймера, генетичні зміни ДНК, ожиріння та ін.

Моделювання розподілу фтору в підтериконових водах району представлене на рис. 3.49.

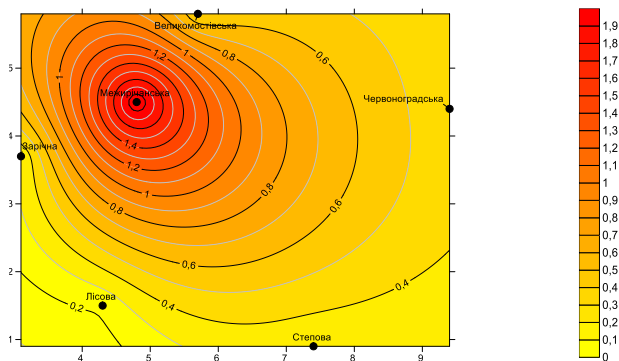


Рисунок 3.49 – Моделювання поширення фтору на території Червоноградського гірничопромислового району

За аналізом досліджуваних показників встановлено, що найбільш забрудненими є підтериконові води шахти «Межирічанська». Будівництво шахти почалося у 1954 році, здана в експлуатацію у вересні 1959 року. Проектна потужність – 750 тис. тон. Встановлена виробнича потужність на 01.01.2010 р. – 500 тис. тон в рік, а на 01.01.2018 р. – 300 тис. тон в рік. Площа гірничого відводу шахти становить 12 га, земельного відводу – 64 га.

Найбільш небезпечним ландшафто-трансформуючим чинником підтериконових вод є потрапляння забруднюючих речовин у ґрунти, поверхневі та підземні води. За допомогою коефіцієнтів кореляції Пірсона отримано взаємозв'язки між показниками забруднення. Встановлені коефіцієнти кореляції високі, позитивні ($r=0,78-0,99$) та свідчать про поширення токсичних компонентів підтериконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Коефіцієнти кореляції Пірсона між досліджуваними показниками забруднення

r	"Межирічанська"	"Великомостівська"	"Степова"	"Зарічна"	"Лісова"	"Червоноградська"
"Межирічанська"		0,834812	0,788636	0,961378	0,931892	0,899526
"Великомостівська"			0,993223	0,935861	0,975816	0,98975
"Степова"				0,91079	0,953882	0,971051
"Зарічна"					0,988139	0,971812

Одним із найбільш екологічно безпечних та економічно доцільних методів нейтралізації токсичних компонентів підтериконових вод є системи біоплато. Системи біоплато широко використовуються у всьому світі для очищення різноманітних стічних вод. Зокрема у США досить широко використовуються системи очищення

шахтних вод на плантаціях очерету. Описані біоплато з очерету для очищення господарсько-побутових стічних вод в Нідерландах [28], Японії [130], Китаю [130], для очищення поверхневого стоку в Норвегії [15], Австралії [57] і в інших країнах. Стійкість очерету до дії великих концентрацій забруднюючих речовин дала можливість легко використовувати його також для очищення стічних вод у Великобританії [33].

Проте для досліджуваного регіону при проектуванні систем біоплато необхідно враховувати мікрокліматичні, едафічні та ландшафто-трансформуючі чинники.

Таким чином, досліджено геохімічні властивості підтериконових вод у межах Червоноградського гірничопромислового району та запропоновано відновлення довкілля навколо техногенних водойм породних відвалів за допомогою систем біоплато. Встановлено, що рН середовища (підтериконових вод) знаходиться у діапазоні від сильно кислого (шахта «Межирічанська») до лужного (шахти «Великомостівська», «Степова», «Зарічна», «Червоноградська»). Підтериконові стічні води впливають на рН ґрунту, а це, в свою чергу, впливає на розвиток лісових та сільськогосподарських культур. Вміст заліза загального перевищує ГДК для підтериконових вод шахт «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Небезпекою є те, що залізо повільно виводиться з організму людини, має канцерогенний вплив, порушує роботу мозку. Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК лише для шахти «Межирічанська» (у 2 рази).

Встановлені коефіцієнти кореляції високі, позитивні ($r=0,78-0,99$) та свідчать про поширення токсичних

компонентів підтериконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону.

Отримані геохімічні дані підтериконових вод шахт Червоноградського гірничопромислового району є важливими з точки зору екологічної оцінки впливу гірничодобувної діяльності на організм людини та компоненти біосфери – гідросферу, едасферу. Необхідним є створення систем моніторингу довкілля та розробки заходів з екологічно безпечного виведення відвалів вугільних шахт із експлуатації.

3.8. Біогенна ренатуралізація поверхні породних відвалів. Життєдіяльність дощових черв'яків на поверхні породних відвалів як чинник їх ренатуралізації. Фітоіндикація субстрату

Дослідження проводилися у зоні впливу териконів шахти «Межирічанська», яка функціонувала у Червоноградському гірничопромисловому районі (Львівсько-Волинський вугільний басейн).

Складування відвальної породи відбувалося на два породні відвали (1 – рекультивований, не діючий). На даний час діючим є 1 породний відвал. Слід відмітити, що на рекультивованому териконі спостерігаються природні лісовідновлювальні процеси, які супроводжуються розвитком піонерних видів – берези повислої, сосни звичайної та кунічника наземного. Внаслідок використання відвальної породи в дорожньому будівництві спостерігаються часті провали та зсуви відвальної породи із тіла полігону. Важливим негативним чинником впливу на довкілля є те, що розкриті гірничі породи вивітрюються забруднюючи повітря та вимиваються дощовими водами і забруднюють ґрунти.

Таким чином, породні відвали терикона шахти «Межирічанська» внаслідок порушених умов експлуатації, є потужним техногенним чинником забруднення довкілля. На

териконах, як девастованих ландшафтах, сформувалися специфічні едафічні та кліматичні умови для розвитку рослинності. Фізико-хімічні та механічні властивості едафотопів на різних ділянках териконів можуть суттєво відрізнятися. Причиною такого явища є порушення вимог експлуатації териконів, нерівномірність нанесення (або відсутність) насипних ґрунтосумішей, хаотичне відведення та накопичення фільтрату тощо. В таких умовах сукцесійні процеси протікають повільно, а у місцях вирівнювання плато бульдозерами – взагалі відсутні. Значну роль у гумусоутворенні, і як наслідок, у формуванні едафотопу відіграють детритофаги, тобто представники ґрунтової фауни. Екологічні умови девастованих ландшафтів потужно впливають на життєдіяльність представників ґрунтової фауни [163].

Одним із найбільш розповсюджених біоіндикаторів екологічних умов є такі критерії, як чисельність особин, ступінь виживання, ступінь пошкодження зовнішніх покривів, інтенсивність метаболізму [163, 71, 72, 198]. При деяких дослідженнях техногенно забруднених едафотопів використовується такий критерій як швидкість заковування в ґрунт [163]. Вивчення життєдіяльності живих організмів дасть змогу запроєкувати рекультивацийні та фітомеліоративні роботи на поверхні териконів з метою зниження згубного впливу на довкілля. Кліматичні умови та фізико-хімічні відображені у наукових працях [183, 196, 197].

Для дослідження життєдіяльності біоти у едафотопах відвалів та межах їх впливу обрано 5 ділянок на поверхні відвалу: 1 – вершина; 2 – північна експозиція схилу (середній ярус); 3 – південна експозиція схилу (середній ярус); 4 – західна експозиція схилу (середній ярус); 5 – східна експозиція схилу (середній ярус). Встановлено вид черв'яка – *Lumbricus terrestris*.

Слід зазначити, що відповідно до методики дослідження вивчення рівня життєдіяльності проводилося на 2-х рівнях – глибині 0-10 см та 10-20 см. Фонові значення відбиралися на ділянці лучно-болотного ґрунту, який зосереджений за 1,5 км на південь від досліджуваного терикона.

На схилах внаслідок процесів ерозії потужність гумусового горизонту менша, нижчий вміст фосфору і калію, вища гідролітична кислотність, а також низька насиченість ґрунту основами. Важливим чинником середовища є кислотність ґрунту, оптимальне значення для різних типів, що мешкають на сільськогосподарських угіддях, близьке до нейтрального [163]. Реакція середовища едафтопів терикона на глибині 10 см на досліджуваних ділянках виявилася слабокислою і кислою. Найбільший показник гумусу виявлено на північній і західній експозиціях схилу (3,36% і 3,27%). У фонових ґрунтах вміст гумусу становив 7,25%. Найвища вологість едафотопу виявлена на ділянці північної експозиції схилу – 86,7%. Найнижча вологість – на південній експозиції (65,4%). Температура субстрату найвищою виявилася на південній ділянці – +8,5°C, а найнижчою – на північній +6,5°C (рис. 3.50).

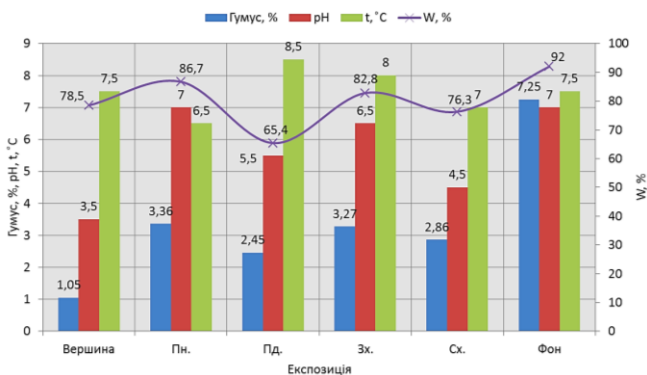


Рисунок 3.50 – Фізико-хімічні властивості едафотопу терикона на глибині 0-10 см

Реакція середовища едафтопів терикона на глибині 20 см на досліджуваних ділянках виявилася кислою. Найбільший показник гумусу виявлено на північній і західній експозиціях схилу (1,15% і 1,1%). У фонових ґрунтах (глибина до 20 см) вміст гумусу становив 7,14%. Найвища вологість едафотопу виявлена на ділянці північної експозиції схилу – 74,8%. Найнижча вологість – на східній експозиції (54,3%). Температура субстрату найвищою виявилася на південній ділянці – +6,5°C, а найнижчою – на східній +5°C (рис. 3.51).

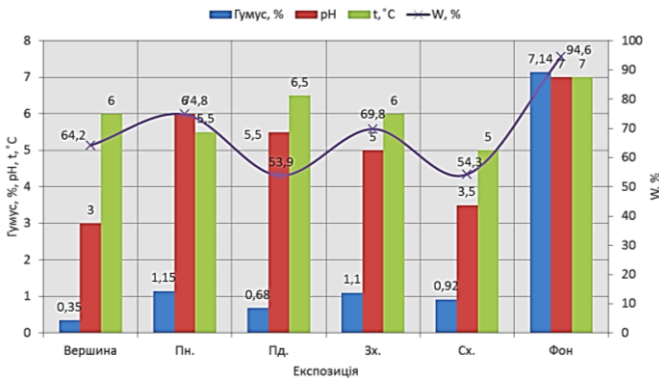


Рисунок 3.51 – Фізико-хімічні властивості едафотопу терикона на глибині 10-20 см

Через кислотну реакцію середовища та невисокі значення температури субстратів, колонії дощових черв'яків у едафотопі териконів є незначними. Ці дані підтверджуються багатьма показниками. Оскільки, на північних експозиціях схилів зосереджується найбільша кількість вологи та прийнятні температурні режими для життєдіяльності дощових черв'яків, то саме тут спостерігаються їх найбільші колонії: на глибині 10 см – 18 шт. із біомасою 9,6 г/м²; на глибині 20 см – 7 шт. із біомасою 4,8 г/м². На південних та східних експозиціях досліджуваного

зооценозу не спостерігалось. Причиною такого явища є висушування поверхневого шару субстрату вітровими масами та сонячною радіацією. На фонових ділянках показники життєдіяльності значно перевищують умови штучних субстратів і становлять: на глибині 10 см – 22 шт. із біомасою 10,7 г/м²; на глибині 20 см – 25 шт. із біомасою 12,1 г/м² (рис. 3.52 та 3.53).

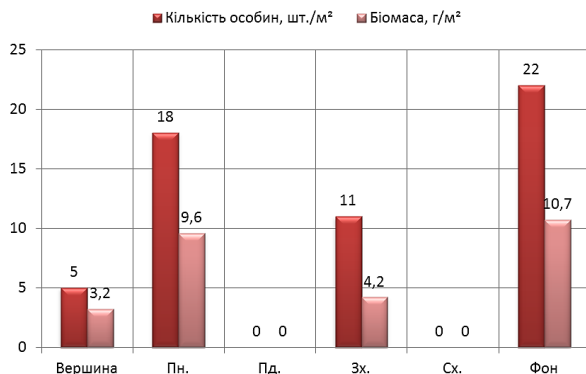


Рисунок 3.52 – Дані про кількість особин дощових черв'яків і їх біомасу на глибині 0-10 см

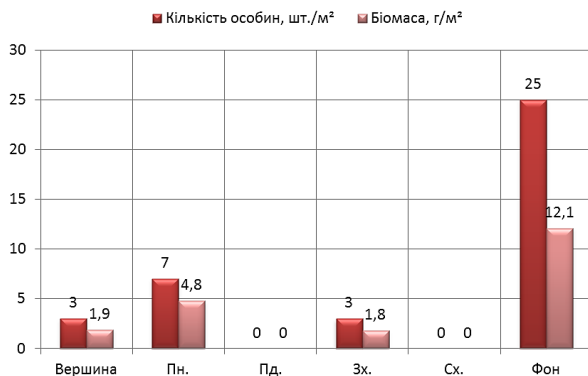


Рисунок 3.53 – Дані про кількість особин дощових черв'яків і їх біомасу на глибині 10-20 см

Отримані дані життєдіяльності та вмісту гумусу в субстраті їх існування дають змогу встановити залежності вмісту гумусу від кількості особин (рис. 3.54).

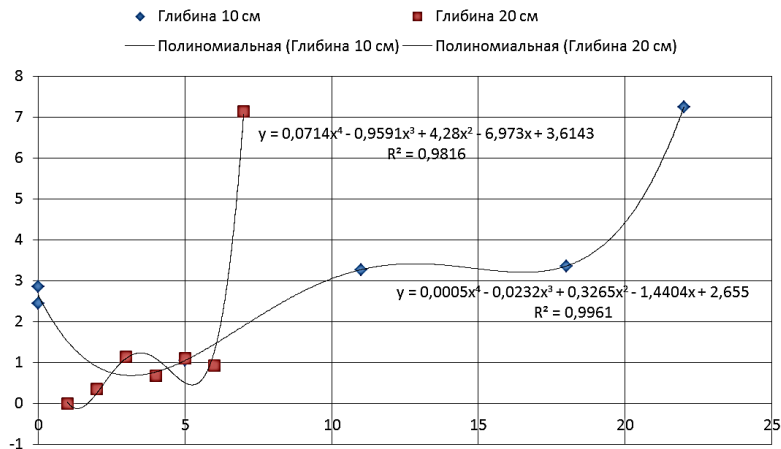


Рисунок 3.54 – Залежність вмісту гумусу в едафотопіях терикона від кількості живих організмів на площі 1 м²

Найбільш вагомими причинами відсутності популяцій живих організмів у едафотопіях на різних ділянках терикона є: висока кислотність едафотопів териконів; токсичність едафотопів териконів; підвищена швидкість вітру; повільне зародження неорельєфу і незначне протікання сукцесійних процесів на поверхні терикона; зсуви та обвали породи терикона.

Таким чином можна констатувати, що технології підземного добування корисних копалин ведуться без селективного поділу гірничих порід під час їх складування та створення штучних родовищ. Здійснюється валове складання без урахування хімічних процесів, що відбуваються всередині, та впливу на довкілля. Форми та технологічні параметри складування відходів вугільних шахт не формуються з врахуванням подальшого використання

мінеральної сировини для отримання нових біологічних ресурсів для інших важливих галузей економіки.

Рекомендовано здійснювати роздільне складування гірничих порід на земній поверхні поблизу шахт, ураховуючи подальші фізико-хімічні перетворення середовища для ефективного використання новоутворень в галузях економіки та формування ландшафту, знижуючи екологічне навантаження на довкілля.

Встановлено зональне формування едафо-кліматопічних умов для розвитку флори що дає змогу визначати послідовність і направленість застосування новостворених продуктів горілих териконів ефективно у різних галузях економіки та перетворює сховища відходів на вторинні біоресурси екосистеми. На териконах, як девастованих ландшафтах, сформувалися специфічні едафічні та кліматичні умови для розвитку рослинності, а фізико-хімічні та механічні властивості едафотопів на різних ділянках териконів можуть суттєво відрізнитися. Причиною такого явища є порушення вимог експлуатації териконів, нерівномірність нанесення (або відсутність) насипних ґрунтосумішей, хаотичне відведення та накопичення фільтрату тощо.

Встановлено, що найбільший показник гумусу виявлено на північній і західній експозиціях схилу (3,36% і 3,27%). У фонових ґрунтах вміст гумусу становив 7,25%. Найвища вологість едафотопу виявлена на ділянці північної експозиції схилу – 86,7%. Найнижча вологість – на південній експозиції (65,4%). Температура субстрату найвищою виявилася на південній ділянці – +8,5°C, а найнижчою на північній ділянці – +6,5. Наявність у відходах гірничого виробництва осадових порід і гумусового вугілля в процесі окислення створюють сприятливі умови для розвитку неорельєфу та формування нового ландшафту у гірничопромислових регіонах.

Фітоіндикація субстрату. Важливим у питанні біоіндикації стану довкілля є використання рослинного матеріалу в якості тест-культур. Особливо це стосується техногенних едафотопів, які внаслідок тривалого антропогенного впливу зазнали значних структурно-механічних трансформацій.

Вивчення цього параметра дасть змогу ґрунтовно оцінити екотоксикологічні властивості утворених субстратів та спрогнозувати інтенсивність майбутніх запланованих фітомеліоративних процесів [138].

Акцент здійснено на використанні груп рослин із вираженими ідентифікаційними властивостями, в якості яких було підібрано види, які належать до родини Капустяні (*Brassicaceae*).

Представники цієї родини добре адаптовані до природно-кліматичних умов регіону досліджень, зокрема переносять суворі зимові періоди та перепади інтенсивності природних опадів. Крім того, що вони є вкрай важливими для фітомеліоративних процесів, покриття ними едафотопів є ефективним заходом боротьби проти ерозії ґрунту, адже внаслідок вирощування рослин родини *Brassicaceae*, у субстратах накопичується багато поживних речовин, особливо азоту, що в перспективі сприятиме збагаченню ґрунту поживними речовинами, структуризації товщі ґрунту та кращому засвоєнню вологи, що сприятиме створенню сприятливих умов для зростання інших трав'янистих та деревно-чагарникових видів [145].

Лабораторні дослідження проводились в науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. В якості досліджуваних рослин вибрано такі види: хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.), хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.) і гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) [145]. Субстратні зразки для досліджень, відібрано з товщі ґрунту до 10 см з

південного (ділянка № 1), східного (ділянка № 2), північного (ділянка № 3), західного (ділянка № 4) схилів досліджуваного терикона та вершини (ділянка № 5).

Розвиток та енергію проростання посіяного насіння визначили відповідно до державних стандартів: ДСТУ 4138-2002 і ДСТУ 2240-93 [138, 146, 149]. В лабораторних умовах засівали по 10 насінин кожної із тест-рослин у чашки Петрі, покривали зразками відібраних субстратів із зазначених дослідних точок, закладали та знімали сіянці в один і той самий час.

Дослід проводився при температурі +20°C і рівні освітлення (4-5 тис. лк). Агротехніка догляду передбачала також регулярний дрібнокрапельний полив відстояною водою і спушування субстрату з метою підвищення аерації субстрату.

Рівень токсичності субстрату визначався за кількістю пророслих сіянців, динамікою їх проростання та за довжиною кореневої системи. Враховувалась особливість, що при підвищеній концентрації забруднюючих речовин у субстратах сповільнюється проростання насіння та знижується інтенсивність фізіологічного розвитку сіянців.

Через 10 діб сіянці були вилучені із досліджуваних субстратів у чашках Петрі. Протягом цього періоду велося систематичне спостереження за вказаними вище ростовими параметрами.

За цими біометричними показниками досліджувані субстрати терикона поділяються на такі групи: забруднення відсутнє – проростання насіння – 90-100%, слабе забруднення – проростання насіння – 60-90%, середнє забруднення – проростання насіння 20-60% і сильне забруднення – проростання менше 20%.

Отримано ряд диференційованих результатів. Перші проростання сіянців *Sinapis alba* L. з'явилися на 3-й день. На 10-й день проведення дослідження рослини було вийнято з

пророщеного середовища та опрацьовано їх біометричні параметри.

Дослідження здійснювались за трьома напрямками: підрахунок кількості пророслих посіяних у чашки Петрі насінин, аналіз довжин сіянців та аналіз довжин кореневих систем. Усі ці показники порівнювались і відповідно визначались субстрати усіх експозицій схилів та вершини за рівнями фітотоксичності (рис. 3.55)



Рисунок 3.55 – Зразки субстратів з засіяними тест-рослинами (фото Волощишина А.І., 2022 р.)

Аналіз кількісного проростання насінин показав на 10-й маркерний день, що досліджувані види родини *Brassicaceae* володіють доволі високою енергією проростання. Отримані результати проілюстровані нижче (рис. 3.56).



Рисунок 3.56. Порівняльні результати проростання насіння досліджуваних тест-рослин

Як видно з цього рисунка, насіння хрїниці широколистої (*Lepidium latifolium* L.) найбільше проросли у субстраті з північного схилу терикона – 9 шт. (ефективність 90%), дещо нижчі показники зафіксовані були у субстраті з вершини – 8 шт. (ефективність 80%). Ефективність проростання у субстраті з східного боку є нижчою вдвічі – 4 шт. (ефективність 40%) і найнижчі показники зафіксовані у зразках з південного схилу – 2 шт. (ефективність 20%) і західного – 1 шт. (ефективність 10%).

Показники хрїниці сійної (*Lepidium sativum* L.) показали теж ряд диференційованих результатів: північний схил – 10 шт. (ефективність 100%), вершина терикона – 8 шт. (ефективність 80%), східний схил – 7 шт. (ефективність 70%), південний схил – 2 шт. (ефективність 20%) і західний схил – 1 шт. (ефективність 10%).

Подібна тенденція простежувалась при підрахунку рівня проростання гірчиці білої (*Sinapis alba* L.): східний схил – 8 шт. (ефективність 80%), північний схил – 7 шт. (ефективність 70%), вершина терикона – 5 шт. (ефективність 50%), і однаковими були показники субстрату південного – 1

шт. (ефективність 10%) і західного схилу – 1 шт. (ефективність 10%).

За цим діагностичним параметром зафіксований такий підрахунок проростання окремих видів (у відсотках): хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.) – 56%, гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) – 46% і хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.) – 44%.

Як бачимо найвищі рівні проростання виявлені у субстратах з північного схилу терикона – 26 шт. (86,7%), на вершині – 21 шт. (70%) і з східного схилу терикона – 20 шт. (66,7%), суттєво нижчі показники зафіксовані у субстраті з південного схилу терикона – 5 шт. (16,7%) і з західного схилу – 3 шт. (10%).

Важливим діагностичним параметром, який на пряму пов'язаний із майбутньою фітомеліоративною ефективністю на девастрованих територіях є замір довжини сіяньців. Отримані результати подані на рис. 3.57.

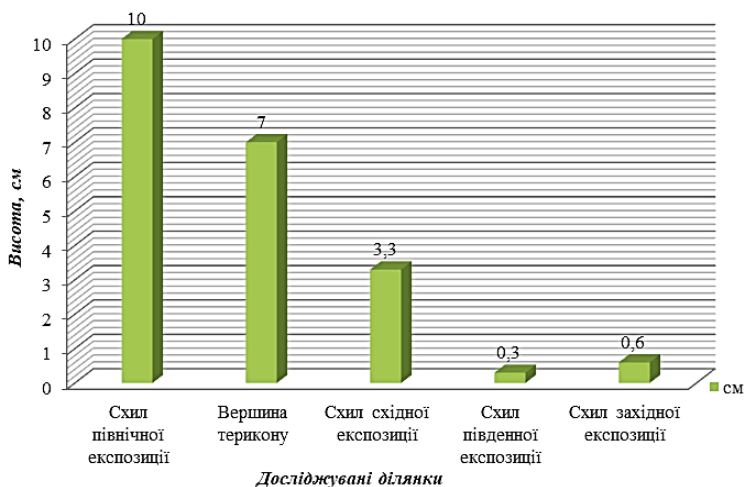


Рисунок 3.57 – Порівняльні результати висот пророслих сіяньців досліджуваних тест-рослин

Ростовий діапазон довжин стебел сіянців по окремих досліджуваних культурах був таким:

– хрiниця широколиста (*Lepidium latifolium* L.): пiвденний схил – 0,2-0,3 см, схiдний схил – 0,6-1,5 см, пiвнiчний схил – 1,2-6,1 см, захiдний схил – 0,6 см i вершина – 0,8-2,4 см. Максимальна висота сiянця – 6,1 см.

– хрiниця сiйна (*Lepidium sativum* L.): пiвденний схил – 0,2-0,3 см, схiдний схил – 1,0-3,0 см, пiвнiчний схил – 3,0-6,0 см, захiдний схил – 0,2 см i вершина – 1,0-4,0 см. Максимальна висота сiянця – 6,0 см.

– гiрчиця бiла (*Sinapis alba* L.): пiвденний схил – 0,1 см, схiдний схил – 1,0-3,3 см, пiвнiчний схил – 3,2-10,0 см, захiдний схил – 0,4 см i вершина – 0,9-7,0 см. Максимальна висота сiянця – 10,0 см.

Розподiл за максимальними довжинами сiянцiв по окремих схилах досліджуваного терикона був таким: пiвденний – 0,3 см, схiдний – 3,3 см, пiвнiчний – 10,0 см, захiдний – 0,6 см i вершина терикона – 7,0 см.

Важливим аспектом майбутнього успiшного фiтомелiоративного заростання девастованих територiй, а разом з тим i укрiплення схилiв, зменшення енергiї впливу водної та вiтрової ерозiй, є формування довгої i розгалуженої кореневої системи. Для хрiницi широколистої (*Lepidium latifolium* L.), хрiницi сiйної (*Lepidium sativum* L.) та гiрчицi бiлої (*Sinapis alba* L.) притаманнi стрижневі типи кореневих систем iз чiтко вираженим головним коренем та численними короткими бiчними вiдгалуженнями.

Проводився аналіз також i за цим бiометричним параметром. Замiрянi довжини кореневих систем та їх порiвняння є такими (рис. 3.58).

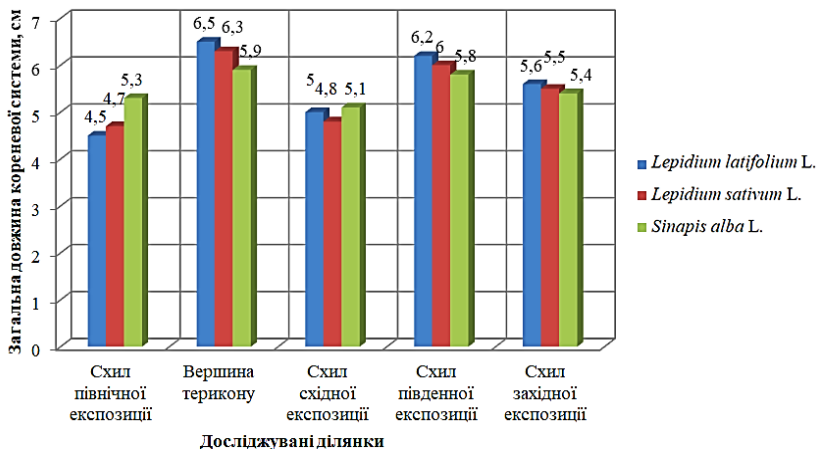


Рисунок 3.58 – Усереднені результати довжин кореневих систем пророслих сіяньців досліджуваних тест-рослин

Усереднені дані сумарних замірів головного кореня і усіх бічних розгалужень досліджуваних рослин в субстратах з конкретних умов місцезростання є такими:

– хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.): південний схил – 6,2 см, східний схил – 5,0 см, північний схил – 4,5 см, західний схил – 5,6 см і вершина – 6,5 см. Максимальна довжина кореневої системи зафіксована в сіяньців, котрі проросли у субстраті, відібраному на вершині терикона – 6,5 см.

– хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.): південний схил – 6,0 см, східний схил – 4,8 см, північний схил – 4,7 см, західний схил – 5,5 см і вершина – 6,3 см. Максимальна довжина кореневої системи зафіксована в сіяньців, котрі проросли у субстраті, відібраному на вершині терикона – 6,3 см.

– гірчиця біла (*Sinapis alba* L.): південний схил – 5,8 см, східний схил – 5,1 см, північний схил – 5,3 см, західний схил – 5,4 см і вершина – 5,9 см. Максимальна довжина кореневої

системи зафіксована в сіянців, котрі проросли у субстраті, відібраному на вершині терикона – 5,9 см.

Як видно з отриманих даних, найбільша довжина корневих систем притаманна екземплярам, вирощеним у субстратах з вершини та схилів південної експозиції, дещо менші показники у досліджуваних видів, вирощених в субстратах з схилів південної та західної експозицій, і найнижчі – у екземплярів, вирощених у субстратах зі схилів східної експозиції.

Отримані результати свідчать про доволі високий рівень проростання досліджуваних видів, їхню високу опірність несприятливим едафічним умовам зростання, що вкрай важливо в фітомеліоративному процесі на порушених умовах місцезростання, особливо на піонерному етапі успішного процесу. Тому рекомендуємо сумарне використання усіх досліджуваних видів в майбутніх ревіталізаційних процесах на об'єкті дослідження.

Висновки до Розділу 3

Середня температура на поверхні згасаючого терикона становила +18,8°C. Найнижчими показники були на вершині та біля підніжжя із південного боку +6°C -+8°C. Найбільшими температурними режимами (+33°C -+39°C) характеризувалися ділянки у місцях горіння на південній експозиції схилу. Встановлено, що найвищі показники радіаційного фону притаманні ділянкам, де відбуваються процеси горіння породи (0,32-0,39 мкЗв/год). Дещо нижчі показники – на відвалах, на яких продовжуються насипання (0,18-0,26 мкЗв/год). На рекультивованих териконах показники фону не перевищують допустимі норми (0,12-0,17 мкЗв/год), які встановлені нормами радіаційної безпеки України (0,3 мкЗв/год).

Найбільш небезпечними ландшафто-трансформуючими чинниками породних відвалів вугільних шахт є зольність та

вміст сірки у них. Встановлено, що зольність діючих та не діючих відвалів дещо різна. Середній вміст золи у породі не діючих відвалів становить 79,95%, а у частинках із діаметром до 13 мм – 78,22%. Для діючих відвалів зольність вуглевмісних часток відвальної породи є найнижчою та перебуває у діапазоні 12,5-25,6% (середнє значення 20,08%). Середні показники зольності у діючих відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 86,45%. Середні показники зольності у діючих відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 72,25%. Таким чином саме вуглевмісна порода та порода із діаметром часток до 1 мм є найбільш сприятливою до самозаймання.

Досліджено вміст Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co у породі відвалу вугільної шахти «Червоноградська» Львівсько-Волинського вугільного басейну (Україна). За середнім значенням перевищення ГДК виявлено для Pb, Ni та Co. Спостерігається аномально високий та нерівномірний вміст Co, дані для якого коливаються від 9,3 мг/кг до 17100 мг/кг. Виявлено, що найбільш близькими до нормального є розподіли у відвалах Cu та Zn. Непараметричний коефіцієнт Спірмена (r_s) виявив середній рівень кореляції вмісту важких металів в парах Mn та Ni ($r_s=0,46$), Mn та Zn ($r_s=0,52$), Ni та Zn ($r_s=0,57$), Cu та Zn ($r_s=0,49$).

Розподіл хімічних елементів на відвалах шахти "Надія" характеризується істотною неоднорідністю. Мозаїчність концентрації хімічних елементів залежить від глибини взяття зразків, експозиції схилу, рекультивації ділянки та інших чинників. Навіть в межах однієї експозиції екотопи можуть істотно відрізнятися рівнем хімічного забруднення. Подібність хімічних елементів щодо їх розподілу на відвалах шахти дозволила виділити 6 їх асоціацій, головними з яких є I (Mg, Ca, S) і II (Al, Fe, K, Si). Для багатовимірної ординації екотопів шахти "Надія" за концентрацією хімічних елементів характерна наявність впорядкованої структури Аналіз

залежності між концентраціями хімічних елементів вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма змінними. Найслабший зв'язок щодо концентрації хімічних елементів демонструє Si, для якого середнє значення коефіцієнта кореляції становить 0,36, а також Ca (середнє значення $r=0,43$). Основна особливість формування екотопів відвалу пов'язана із зростанням концентрації всіх без винятку хімічних елементів у порівнянні з природним фоном. Найбільш тісний зв'язок з інтенсивністю антропогенного навантаження демонструють Mg, Pb, Sn, Fe, Al, Cu, P, Ni, Zn. Відмінність між екотопами різних експозицій відвалу пояснюється в основному рівнем концентрації Ca і Al. Графічна візуалізація геохімічної інформації на основі типологічних схем та двовимірних діаграм, де осями слугують концентрації хімічних елементів, може використовуватися для прогнозування динаміки рослинного покриву.

Підтериконові стічні води впливають на рН ґрунту, а це, в свою чергу, впливає на розвиток лісових та сільськогосподарських культур. Вміст заліза загального перевищує ГДК для підтериконових вод шахт «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Небезпекою є те, що залізо повільно виводиться з організму людини, має канцерогенний вплив, порушує роботу мозку. Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК лише для шахти «Межирічанська» (у 2 рази). Встановлені коефіцієнти кореляції високі, позитивні ($r=0,78-0,99$) та свідчать про поширення токсичних компонентів підтериконових вод на всю територію вугледобувного регіону.

Досліджувані субстрати терикона за рівнем фітотоксичності можна розділити таким чином: ділянок з

повністю відсутнім забрудненням субстрату не виявлено, до категорії ділянок зі слабким рівнем забруднення відносяться субстрати північного схилу терикона, в чашках Петрі з яким сумарно проросло 26 сіянців (ефективність проростання 86,7%), з вершини – 21 сіянець (ефективність проростання 70%) і східного схилу – 20 сіянців (ефективність проростання 66,7%). До категорії ділянок із середнім рівнем забруднення не відноситься жоден із відібраних субстратів, а відповідно до категорії із сильним забрудненням відносяться субстрати з південного схилу терикона – 5 сіянців (ефективність проростання 16,7%) і з західного схилу – 3 сіянці (ефективність проростання 10%).

РОЗДІЛ 4. ІНЖЕНЕРНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ

4.1. Оцінка ступенів ризику породних відвалів ліквідованих шахт

Ризик виникнення пожежі чи іншої надзвичайної ситуації на різноманітних об'єктах в Україні, у тому числі породних відвалах вугільних шахт, описаний багатьма вченими [59, 97, 98].

Зокрема, у роботі [179] наведено розроблений метод розробки і реалізації оцінки ступеня екологічного ризику, заснований на використанні матриці геотехнічного, гідрогеологічного, екологічного та економічного рейтингів основних екологічних загроз. Виходячи з поняття про можливі екологічні ризики в процесі виконання ліквідаційних робіт на вугільних шахтах, зроблено висновок про підходи до оцінки ступеня ризику виникнення будь-якої негативної ситуації. Ці підходи абсолютно рівнозначні і можуть бути використані при формуванні методологічних підходів з встановлення пріоритетності та порядку виконання природоохоронних заходів на вугільних шахтах, що ліквіднуються [179].

Проведено ідентифікацію екологічних ризиків [178], що виникають як на стадії розробки вугільного родовища, так і при різних способах ліквідації вугледобувних підприємств. Для кожного етапу функціонування гірничого підприємства визначено чинники, що найбільш негативно впливають на компоненти навколишнього середовища. Ідентифікація екологічних ризиків на різних етапах життєвого циклу вугільного підприємства дозволяє формувати інформаційну та картографічну базу даних, на основі якої будуть реалізовуватися управлінські природозберігаючі рішення [178].

Розроблено методологію забезпечення пожежної безпеки для відкритих складів виробничих об'єктів з урахуванням пожежного ризику для уникнення важких наслідків від пожежі для працюючих складу [147]. Запропонований комплекс протипожежних засобів і систем забезпечує допустимий пожежний ризик для об'єкта захисту упродовж 10 років їх експлуатації. Розроблені залежності для визначення складових пожежного ризику базувалися на основних положеннях теорії надійності і показали високу надійність та адекватність дійсним значенням, які розглядалися в прикладі [147].

Наукових, законодавчих чи інших українських джерел щодо чіткого виокремлення ризиків виникнення пожежі на породних відвалах вугільних шахт не спостерігалось. Проте, відповідно до [176], відвал вважається таким, що горить, якщо на ньому є хоч би один осередок горіння (незалежно від його площі) з температурою порід на глибині до 2,5 м більшою за +80 °С. Якщо відвал був таким, що не горить, а під час температурної зйомки буде виявлено на глибині до 2,5 м температуру більшу за +80 °С, яка збережеться до наступної планової зйомки, то відвал переводиться до числа таких, що горять, за актом. Тобто, при нагріванні породного відвалу до граничної температури є ризик переведення його до групи горимих. Гасіння породних відвалів, що горять, починається із зрошення водою для охолодження порід поверхневого шару на глибину 0,1–0,2 м до температури нижче як +80°С. При цьому витрати води приймаються з розрахунку не менше як 50 л/м² поверхні, що горить. На діючих відвалах, що горять, вимірювання температури проводяться двічі на рік (травень, вересень) на глибині 0,5 м від поверхні в точках, зазначених раніше. В точках, де буде виявлено температуру більшу за +45°С, але меншу ніж +80°С, проводиться вимірювання температури на глибині до 2,5 м. На недіючих відвалах, що горять, виміри температури

проводяться один раз на рік (серпень, жовтень) на глибині 0,5 м від поверхні [176].

Породні відвали вугільних шахт є об'єктами провадження господарської діяльності паливно-енергетичного комплексу і на них розповсюджуються заходи державного нагляду (контролю) у сфері техногенної та пожежної безпеки Державною службою з надзвичайних ситуацій України. Таким чином, ступінь ризику для них та періодичність проведення перевірок з метою запобігання виникненню надзвичайних ситуацій та пожеж регламентується нормативним документом [199]. Відповідно до [199], віднесення суб'єкта господарювання до високого, середнього або незначного ступеня ризику здійснюється з урахуванням суми балів, нарахованих за всіма критеріями, за такою шкалою: від 41 до 100 балів – високий; від 21 до 40 балів – середній; від 0 до 20 балів – незначний. Ризики настання негативних наслідків від провадження господарської діяльності у сфері техногенної та пожежної безпеки (смерть людини, шкода здоров'ю людини, збитки та моральна шкода) залежать від події (надзвичайна ситуація, пожежа, аварія) (рис. 4.1).



Рисунок 4.1 – Алгоритм вивчення ступенів ризику

До критеріїв, за якими оцінюється ступінь ризику від провадження господарської діяльності у сфері техногенної та пожежної безпеки, належать: вид об'єкта (приміщення, будівля, споруда, будинок, територія); площа об'єкта; максимальна розрахункова (проектна) кількість людей, які постійно або періодично перебувають на об'єкті; умовна висота об'єкта (висота, яка визначається різницею позначок найнижчого рівня проїзду (установлення) пожежних автодрабин (пожежних автопідйомників) і підлоги верхнього поверху без урахування верхніх технічних поверхів, якщо на

ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну

технічних поверхнях розміщено лише інженерні обладнання та комунікації будинку); наявність та масштаб небезпечних подій, надзвичайних ситуацій, які сталися на об'єкті протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду; клас наслідків (відповідальності) під час будівництва об'єкта; кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з експлуатацією або під час будівництва об'єкта та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду (рис. 4.2).

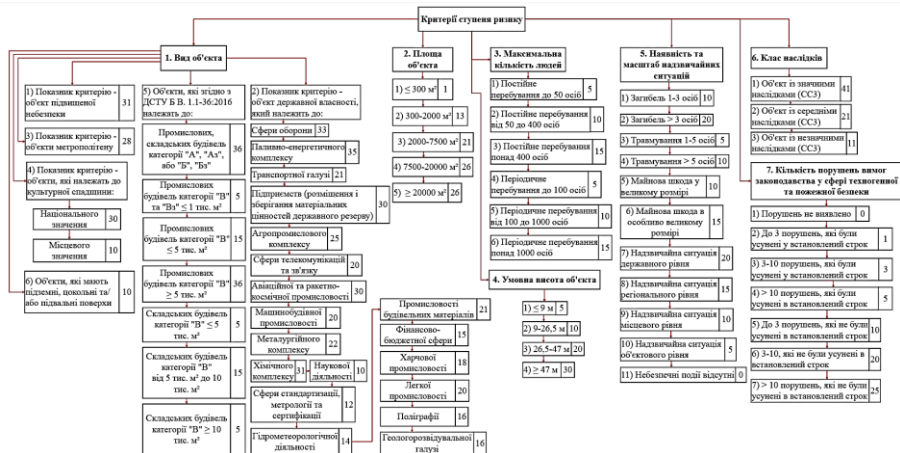


Рисунок 4.2 – Критерії ступеня ризику від провадження господарської діяльності у сфері техногенної та пожежної безпеки

Що стосується оцінки ступеня ризику для породного відвалу вугільної шахти, то тут необхідно врахувати всі небезпечні події, які можуть виникнути – надзвичайна ситуація, пожежа, аварія. Розрахунок ризику слід здійснювати за цілями збереження життя і здоров'я людей, а також забезпечення іншими суспільними інтересами (естетика довкілля, культурний ландшафт, екологічна безпека тощо). Розрахунок ризику з метою збереження життя

і здоров'я людей враховує 2 критерії – вид об'єкта (території) та площу. Розрахунок ризику з метою забезпечення іншими суспільними інтересами враховує 5 критеріїв – максимальна розрахункова (проектна) кількість людей, які постійно або періодично перебувають на об'єкті; умовна висота об'єкта (висота, яка визначається різницею позначок найнижчого рівня проїзду (встановлення) пожежних автодрабин (пожежних автопідйомників); наявність та масштаб небезпечних подій, надзвичайних ситуацій, які сталися на об'єкті протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду; клас наслідків (відповідальності) під час будівництва об'єкта (відповідно до Закону України “Про регулювання містобудівної діяльності”); кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з експлуатацією або під час будівництва об'єкта, та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду.

Відповідно до суми набраних балів за показниками критеріїв ступеня ризику визначається періодичність заходів державного нагляду (контролю) у сфері техногенної та пожежної безпеки. Для об'єктів з високим ступенем ризику – не частіше одного разу на два роки; із середнім ступенем ризику – не частіше одного разу на три роки; з незначним ступенем ризику – не частіше одного разу на п'ять років.

Щодо показників критеріїв, то для породних відвалів вугільних шахт дійсними є: належність до паливно-енергетичного комплексу (35 балів); площа породного відвалу понад 20 тис. м² (31 бал); перебування до 50 осіб на породному відвалі (5 балів); висота породного відвалу понад 47 м (30 балів); відсутність небезпечних подій (надзвичайних ситуацій) (0 балів); вважається, що об'єкт збудований (не поширюється клас наслідків); кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з експлуатацією або під час будівництва об'єкта,

та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду – до 3-х, які не були усунені у встановлений строк (10 балів).

Таким чином, породні відвали вугільних шахт у відповідності до небезпечних подій, які можуть виникнути – надзвичайна ситуація, пожежа, аварія, відносяться до об'єктів із високим ступенем ризику.

4.2. Природна фітомеліорація породних відвалів ліквідованих шахт

Одним із найбільш прийнятних інженерно-технічних і естетичних методів зниження рівня екологічної та техногенної небезпеки породних відвалів вугільних шахт є рекультивація та основна її складова – фітомеліорація. На досліджуваному породному відвалі природні фітомеліоративні процеси за участю синантропної рослинності спостерігаються на ділянках, де відсутні процеси насипання породи і де сформувався своєрідний едафотоп та мікрокліматоп (рис. 4.3).



а)



б)



в)

г)

Рисунок 4.3 – Природна фітомеліорація породного відвалу шахти «Надія»: а) з півдня біля підніжжя за участі берези повислої; б) з півночі на терасі схилу за участі сосни звичайної; в) зі сходу біля підніжжя; г) на вершині

На досліджуваній ділянці №1 трав'яний покрив представлений: тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.). Деревя – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) 7-9 м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 1-2 м (вище по схилу 6-7 м), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 3-6 м. Поодинокі зростають – шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), глід одноматочковий (*Crataegus monogyna* Jacq.) – 3-5 м, дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 2-4 м, верба козяча (*Salix caprea* L.) – 2-5 м. Проективне вкриття наземного трав'яного покриву становить 65% дерев – 55-60%.

На досліджуваній ділянці №2 трав'яний покрив мозаїчний, поодинокий, обумовлений значною крутизною схилу (40-45°) і поверхневими водними змивами. Зустрічається тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.). Деревя – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 0,5-3 м (внизу схилу 5-8 м), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 0,5-1 (2) м (біля підніжжя схилу до 5-6 м). Проективний трав'яний покрив – 30-35%, дерев – 30%.

На досліджуваній ділянці №3 присутні численні місця водних ерозійних виходів (шириною 1-1,5 м, глибиною 0,5-1,0 м), дефляції (вітрової ерозії), виявлені місця загорання, зливу паливно-мастильних матеріалів, побутових відходів. Підвищена щільність ґрунтового покриву, і як наслідок, практично повна відсутність надґрунтового трав'яного покриву. Субстрат насипний. Трав'яне вкриття – поодинокі групи тонконогу вузьколистого (*Poa angustifolia* L.). Дерев – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 2-6 м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 1-2 м (3) м. Проективний покрив: трав'яний – 10-15%, дерева – 20-30%.

На досліджуваній ділянці №4 в окремих місцях присутні сліди підмиву ґрунту та оголення кореневих систем дерев (небезпека падіння дерев). Рослинний покрив – сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 10-13 м, присутній значний шар лісової підстилки і мохове надґрунтове вкриття (індикатор зволжених умов середовища), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 9-10 м, береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 8-9 м, робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 5-7 м, рокитник віниковий (*Cytisus scoparius* (L.) Link.) Проективний покрив: трави – 45-50%, дерева – 60%.

Досліджувана ділянка №5 – вершина терикона, є переважно рівнинного типу із невеликими горбистими ділянками та незначними пониженнями рельєфу. Трав'яний покрив – тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), люпин вузьколистий (*Lupinus angustifolius* L.). Дерев – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 4-9 м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 0,5-3 м, верба козяча (*Salix caprea* L.) 3-6 м, обліпіха звичайна (*Hippophae rhamnoides* L.) – 3-7 м, робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 5-6 м, дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 3-5 м. Присутня значна кількість природного самосіву і сухостою.

Досліджувана ділянка №6 – контроль, розташована на віддалі 3 км від терикона у лісовій зоні із практично відсутнім антропогенним впливом (наявні стихійні лісові дороги). Дерева – сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 7-11 м, значна лісова підстилка. Проективний покрив: дерева – 60%.

Проведені польові дослідження на досліджуваній ділянці №3, яка розташована на підвищенні пн.-зх. схилу, засвідчили про складні природні умови. На терасованому схилі видно численні місця водно-ерозійних виходів, окремі з яких мають ширину до 1-1,5 м, а глибину в межах від 0,5 до 1,0 м, дефляції, виявлені місця спорадичного загорання та зливу паливно-мастильних матеріалів. Субстрат насипний, в основному сформований із насипної відпрацьованої вугільної породи. Складні умови зумовили підвищену щільність ґрунтового покриву, низьку інтенсивність процесів аерації у поверхневих горизонтах техноземного субстрату, утруднення обміну вологи та поживних мінеральних речовин. Наслідком є практично повна відсутність надґрунтового трав'яного вкриття. У складі наявного деревного матеріалу присутне природне поновлення берези повислої (*Betula pendula* Roth.) висотою від 2 до 5 м (окремі екземпляри до 6 м), сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) – 1-3 м. Трав'яне вкриття сформоване поодинокими групами тонконогу вузьколистого (*Poa angustifolia* L.), який належить до родини злакові (*Poaceae* Vamhart.). Аналіз закладених пробних площ засвідчив такий проективний покрив: трав'яний – 10-15%, дерева – 20-30%.

Виявлено [107], що рослинний покрив породних відвалів шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну характеризується еколого-ценотичним простором, оцінку якого виконано на основі ординації видів на осях комплексних градієнтів середовища, при чому центр цього простору займають лучні і синантропні види, які в умовах породних відвалів шахт демонструють найбільшу стійкість.

Відкритість простору, активізація ерозійних процесів, свідчать про необхідність проведення поетапного фітомеліоративного процесу із залученням деревно-чагарникового матеріалу та трав'яного покриву.

Оскільки об'єкт дослідження належить до значно змінених умов місцезростання, які спричиняють значні порушення природної рівноваги, потрапляння мас відходів в навколишнє середовище, вплив на водний режим, рух повітряних потоків, послаблення потенціалу ландшафту, то й підхід до створення майбутнього багатоярусного фітомеліоративного покриву повинен бути виключно поетапним.

При проведенні технічного етапу рекультивації необхідно врахувати ряд особливостей: відновлення ґрунту технічним способом, здійснюється через покриття відвалу шаром субстратного матеріалу з перемішуванням із породою; відновлення ґрунту агротехнічними прийомами із введенням впродовж двох перших років бобових рослин як сидератів, які збагачують ґрунт необхідним для росту і розвитку азотом; заліснення із використанням комплексу добрив (або без них).

4.3. Формування фітоценозів-меліорантів на поверхні породних відвалів ліквідованих шахт

Одним із найбільш перспективних способів боротьби із екологічною небезпекою відвалів шахт є фітомеліорація. На сформованих відвалах шахт у межах Малого Полісся рослинність розвивається спонтанно. Найбільш яскравим представником сингенетичної сукцесії є сосна звичайна (рис. 4.4).



Рисунок 4.4 – Природне заростання сосною звичайною відвалу збагачувальної фабрики ПАТ «Львівська вугільна компанія»

Фітомеліоративний процес розвитку рослинного покриву на териконах проходить у такі етапи:

- початковий етап: мертва порода заселяється першими вищими рослинами, розвиток яких не обмежений конкуренцією за простір, вологу і мінеральне живлення;
- етап розвитку авангардних видів багаторічних і однорічних трав'яних рослин певні види утворюють суцільний рослинний покрив, засвоюють і збагачують ґрунт;
- етап розвитку авангардних видів деревно-чагарникової рослинності: невимогливі до ґрунтово-кліматичних умов види чагарників та дерев створюють необхідні передумови для подальшого розвитку.
- етап розвитку деревної рослинності: більш вибагливі породи дерев і чагарників формують стійкі багатоярусні фітоценози.

Використовуваний рослинний матеріал повинен відповідати ряду вимог:

1) невисока вимога до едафічних умов: можливість задовольняти ріст навіть на відносно бідному на мінеральне живлення субстраті.

2) швидкий ріст на початковій стадії розвитку надземних органів і розвиток кореневої системи.

3) стійкість до впливу високих температур і вітрових потоків [36, 161, 186].

В основі поетапного фітомеліоративного процесу лежить механізм створення рослинним покривом фітогенних полів, площа яких постійно зростатиме і на кінцевому етапі максимально вкриє девастовану ділянку, чим сприятиме швидшому відновленню порушених місцезростань [162]. Під фітогенним полем розуміється частина простору (біотопу), в межах якого середовище набуває нових властивостей під впливом окремого рослинного організму. Воно складається як з фітосфери, що оточує надземну частину рослини, некроподіуму – площі поверхні ґрунту на яку поширюється щорічний рослинний опад, який, розкладаючись, забезпечує циклічний кругообіг речовин та ризосфери – частини ґрунту, заповненого кореневими системами. Як раз у межах цього простору відбуватиметься перерозподіл світла й тіні, вологи, поживних мінеральних речовин, створюватиметься позитивний температурний вертикальний і горизонтальний градієнти, трансформуватиметься ґрунтова поверхня та змінюватимуться її механічні властивості [144].

На досліджуваній ділянці рекомендуємо провести рекультивацію, яка складатиметься із кількох етапів: гірничотехнічного в рамках якого реалізується формування поверхні, буде проведене терасування і нанесення на сплановану поверхню шару родючого ґрунту та біологічного, під час якого відповідно до проекту буде створено кілька ярусний рослинний покрив. Виходячи з того, що поверхня досліджуваного терикона класифікується як фітотоксична та умовно непридатна для росту рослинності, обов'язковим є

створення екрануючого захисного шару гірських порід, що перекриватиме доступ фітотоксичних сполук і солей із нижніх горизонтів у верхні, а також зменшуватиме температуру ґрунтової товщі. Потужність екрануючого шару залежить від гранулометричного складу породи матиме потужність в діапазоні від 0,5 до 1,5 м і складатиметься із суміші щебеню і суглинків. Поверх необхідно нанести родючий шар ґрунту потужністю 1,0 м [141].

В рамках біологічного етапу рекультивації (фітомеліорації) рекомендуємо використати значний рослинний посадковий матеріал.

Деревні породи: береза повисла (*Betula pendula* Roth.), осика (*Populus tremula* L.), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) і дуб звичайний (*Quercus robur* L.).

Чагарникові види: крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.) і аморфа кущова (*Amorpha fruticosa* L.).

Трав'янисті види: мати-й-мачуха (*Tussilago farfara* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), лобода біла (*Chenopodium album* L.) і тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.).

Усі запропоновані у асортименті види адаптовані до природно-кліматичних умов регіону, складних ґрунтових умов та володіють підвищеною енергією росту і розвитку і розгалуженою кореневою системою.

Деревні і чагарникові види рекомендуємо висаджувати рядами із інтервалами від 2,5×2,5 м до 0,75×0,75 м між рослинами виходячи із індивідуальних біологічних характеристик певного виду, його енергії росту та габітусу майбутньої крони. Формування деревно-чагарникового покриву на поверхні схилу здійснюватиметься за такою посадковою схемою:

Д – Ч – Д – Ч – Д – Ч...
Ч – Д – Ч – Д – Ч – Д...

Під час протікання фітомеліоративного процесу виділяємо три “маркерні” порівняльні етапи на 3-й, 5-й та 10-й рік розвитку.

Первинний етап, ще до початку етапів фітомеліорації характеризується вираженими негативними екзогенними ознаками: водно-ерозійними вибоїнами, ярами, зсувами скам'янілих порід, слідами впливу вітрової ерозії. Рослинний покрив “мозаїчний”, представлений поодинокими екземплярами берези повислої (*Betula pendula* Roth.) висотою від 2 до 5 та сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) висотою біля 1м. Фрагментарний трав'яний покрив сформований нечисленими групами тонконогу вузьколистого (*Poa angustifolia* L.). Проективний покрив площі знаходиться у діапазоні 5-10% (рис. 4.5).



Рисунок 4.5 – Поточний стан терикона до початку фітомеліоративного процесу

Аналіз фітомеліоративного процесу на третьому році, засвідчив проходження початкового етапу первинної сукцесії, на якому девастована порода вкривається першими вищими трав'янистими рослинами, які ростуть і розвиваються практично без конкуренції за простір, вологу і мінеральне живлення. На цьому етапі кожна рослина та її нечисленні групи починають формувати індивідуальне фітогенне поле. Крім того проходить розвиток авангардних видів багаторічних і однорічних трав'янистих рослин, які своїми опадами збагачують ґрунт, сприяють підвищенню рівня його аерації. Енергія розвитку ерозійних процесів зменшується практично на 50%.

Формуються трав'янисті групи ряду видів: *Tussilago farfara* L., *Trifolium repens* L., *Carex pilosa* Scop., *Artemisia vulgaris* L., *Chenopodium album* L. і *Poa pratensis* L. Рослинний покрив з “мозаїчного” перетворюється на груповий, присутнє змикання ряду рослинних груп. Проективне покриття площі перебуває в діапазоні 35-40% (рис. 4.6).



Рисунок 4.6 – Проективний рослинний роковив девастованого схилу на 3-й рік фітомеліоративного процесу

На п'ятому році фітомеліоративного процесу проявляться ознаки етапу розвитку авангардних видів деревно-чагарникової рослинності, на якому невимогливі до ґрунтово-кліматичних умов, переважаючих вітрових потоків, види чагарників та дерев створюють необхідні передумови для подальшого розвитку фітогенних полів, зелені площі набувають значних розмірів, практично на усій площі присутнє змикання трав'янистого покриву.

Досліджувана ділянка входить у стадію вторинної сукцесії. Ділянки на схилі укріплюються і до мінімуму практично зводиться вплив водної та вітрової ерозії. Склад насаджень урізноманітнюється, додаються численні чагарникові види, які теж формують свої фітогенні поля, появляються місця затінення поверхні і відбувається формування в певних місцях другого ярусу рослинного покриву. Серед чагарникових порід присутні види *Frangula alnus* Mill. і *Amorpha fruticosa* L. Насадження збагачується на біогрупи ряду деревних видів, зокрема

Betula pendula Roth. і *Pinus sylvestris* L. Рослинний покрив перетворюється на груповий, наслідком чого є конкуренція за простір заростання, вологість та поживні мінеральні ресурси. Ґрунт, в свою чергу, завдяки рослинному покриву суттєво структурується. Проективне вкриття рослинного покриву збільшується до 55-60% (рис. 4.7).



Рисунок 4.7 – Проективний рослинний покрив деваствованого схилу на 5-й рік фітомеліоративного процесу

З 7-8 року наступає етап розвитку деревної рослинності. Склад насадження збагачується на більш вибагливі види дерев і чагарників, які формують стійкі багатоярусні фітоценози. Додається чагарниковий вид *Sambucus nigra* L. та деревні види *Populus tremula* L., *Robinia pseudoacacia* L. і *Quercus robur* L. Простежується формування стійкого трьохярусного насадження за участю трав'янистих, чагарникових і деревних видів. інтенсифікується конкуренція за простір заростання, вологість та поживні мінеральні ресурси (рис. 4.8).



Рисунок 4.8 – Проективний рослинний покрив девастованого схилу на 10-й рік фітомеліоративного процесу

Певні види, які призвичаєні до відкритих місцезростань, у тіні опиняються в несприятливих для росту і розвитку умовах та зникають. Насадження вступає у фазу, яка в перспективі за декілька років вимагатиме проведення заходів спрямованих на санітарне прорідження та часткову вирубку. Проективне вкриття рослинного покриву збільшується до 70-85%.

4.4. Фітомеліоративна ефективність проективного

Процес формування фітоценозів на поверхні породного відвалу шахти «Надія» дає змогу виділити рослинні сукцесії та стадії їх заростання (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Сукцесії рослинного покриву досліджуваного терикона

Сингенетична сукцесія	Початкова ендоекогенетична сукцесія	Зріла ендоекогенетична сукцесія
-----------------------	-------------------------------------	---------------------------------

Проективне вкриття 35-40%	Проективне вкриття 55-60%	Проективне вкриття 70-85%
<i>Tussilago farfara</i> L. + <i>Trifolium repens</i> L. + <i>Carex pilosa</i> Scop. + <i>Artemisia vulgaris</i> L. + <i>Chenopodium album</i> L. + <i>Poa pratensis</i> L.	<i>Tussilago farfara</i> L. + <i>Trifolium repens</i> L. + <i>Carex pilosa</i> Scop. + <i>Artemisia vulgaris</i> L. + <i>Chenopodium album</i> L. + <i>Poa pratensis</i> L. + <i>Frangula alnus</i> Mill. + <i>Sambucus nigra</i> L. + <i>Amorpha fruticosa</i> L. + <i>nigra</i> L. + <i>Amorpha</i> <i>fruticosa</i> L. + <i>Betula</i> <i>pendula</i> Roth. + <i>Pinus</i> <i>sylvestris</i> L.	<i>Carex pilosa</i> Scop. + <i>Artemisia vulgaris</i> L. + <i>Chenopodium</i> <i>album</i> L. + <i>Poa</i> <i>pratensis</i> L. + <i>Frangula alnus</i> Mill. + <i>Sambucus nigra</i> L. + <i>Amorpha</i> <i>fruticosa</i> L. + <i>Betula</i> <i>pendula</i> Roth. + <i>Populus tremula</i> L. + <i>Robinia</i> <i>pseudoacacia</i> L. + <i>Pinus sylvestris</i> L. + <i>Quercus robur</i> L.

Розрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності здійснили для усіх періодів протікання фітомеліоративного процесу. Загальна площа досліджуваної ділянки становить 280 м².

На первинному етапі, який передуює фітомеліоративним заходам, досліджувана ділянка представлена переважно рудероценозами – 15% (42 м²) та поодинокими групами пратоценозів – 5% (14 м²). Формула (4.1) набуває такого вигляду:

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_r \cdot b)}{S}. \quad (4.1)$$

Період 3-го року фітомеліоративних заходів характеризується наявністю таких груп рослинного матеріалу: рудероценози – 30% (84 м²) і пратоценози – 10%

(28 м²), але уже з помітно більшим проективним вкриттям досліджуваної території. Формула (4.1) набуває такого вигляду (4.2):

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_r \cdot b)}{S}. \quad (4.2)$$

Період 5-го року фітомеліоративного процесу, характеризується наявністю рудероценозів – 15% (42 м²), пратоценозів – 20% (56 м²), фрутоценозів – 15% (42 м²) і однарусних сільваценозів – 10% (28 м²). Формула (4.1) набуває такого вигляду (4.3):

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_f \cdot b + S_{sv1} \cdot b + S_r \cdot b)}{S}. \quad (4.3)$$

Період 7-8-го років фітомеліоративного процесу характеризується наявністю такого рослинного матеріалу: рудероценози – 10% (28 м²), пратоценози – 15% (42 м²), фрутоценози – 20% (56 м²) та двоярусні сільваценози – 35% (98 м²). Формула (4.1) набуває наступний вигляд (4.4):

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_f \cdot b + S_{sv2} \cdot b + S_r \cdot b)}{S}. \quad (4.4)$$

Для повноти підрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності, важливу роль відіграє показник *b*, який враховує в балах комплексність ефективного впливу конкретного рослинного ценозу. Сюди включаються такі 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 в таблиці 4.2.

Таблиця 4.2

Середні значення балів (b) зеленої маси
(за В. П. Кучерявим, 2003)

Тип фітоценозу	Зелена маса, (b)
Пратоценоз	0,7
Рудероценоз	0,8
Фрутоценоз	4,0
Сільваценоз однарусний	9,0
Сільваценоз двоярусний	10,0

В результаті розрахунків коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності отримані такі дані:

1. На первинному етапі, який характеризується активним несприятливим впливом геологічних та ерозійних чинників та мінімальною площею зайнятою рослинним покривом, отримано значення $K_{FM} = 0,155$.

2. На етапі 3-го року фітомеліоративного процесу, для якого характерний поступовий перехід рослинного покриву від переважання піонерної рослинності до авангардної, в результаті чого збільшується вдвічі площа рослинного покриву девастрованої ділянки, коефіцієнт фітомеліоративної ефективності становить $K_{FM} = 0,31$.

3. На етапі 5-го року фітомеліоративного процесу, особливістю якого є збільшення родючості ґрунтової товщі і як наслідок поява у складі насаджень чагарникових видів (фрутоценози) та дерев (сільваценози однарусні), значення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності зростає і становить $K_{FM} = 1,76$.

4. На етапі 7-8-го року фітомеліоративного процесу, при якому формується стійкий, багатовидовий і кілька ярусний рослинний фітоценоз, відбувається витіснення ряду світлолюбних видів (геліофітів), через формування ярусного намету крон, а “звільнену” нішу біотопу займуть тіневитривалі і тінелюбні види, значення коефіцієнта

фітомеліоративної ефективності зростає у 2,5 рази і становить $K_{FM} = 4,485$.

Дослідивши природні фітомеліоративні процеси на поверхні породного відвалу встановлено, що на початковому етапі сингенетична стадія характеризується проєктивним вкриттям 35-40% та супроводжується піонерними видами – *Tussilago farfara* L. + *Trifolium repens* L. + *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L. + *Chenopodium album* L. + *Poa pratensis* L. Початкова ендеокогенетична сукцесія характеризується проєктивним вкриттям 55-60% та супроводжується розвитком видів – *Tussilago farfara* L. + *Trifolium repens* L. + *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L. + *Chenopodium album* L. + *Poa pratensis* L. + *Frangula alnus* Mill. + *Sambucus nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *Betula pendula* Roth. + *Pinus sylvestris* L. Зріла ендеокогенетична сукцесія характеризується проєктивним вкриттям 55-60% та супроводжується розвитком видів – *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L. + *Chenopodium album* L. + *Poa pratensis* L. + *Frangula alnus* Mill. + *Sambucus nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *Betula pendula* Roth. + *Populus tremula* L. + *Robinia pseudoacacia* L. + *Pinus sylvestris* L. + *Quercus robur* L.

Загалом, на породних відвалах вугільних шахт досліджуваного регіону виявлено 49 видів рослинності, які виникли в процесі природного заростання та які належать до 23 родин.

Виходячи із проведених розрахунків зміни динаміки коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності на різних етапах фітомеліоративного процесу ($K_{FM}=0,155-4,485$), доцільним є проведення рекультиваційних і фітомеліоративних робіт на поверхні породних відвалів.

Висновки до Розділу 4

Породні відвали вугільних шахт є об'єктами провадження господарської діяльності паливно-енергетичного комплексу і на них розповсюджуються заходи державного нагляду (контролю) у сфері техногенної та пожежної безпеки Державною службою України з надзвичайних ситуацій. Встановлено, що породні відвали вугільних шахт у відповідності до небезпечних подій, які можуть виникнути – надзвичайна ситуація, пожежа, аварія, відносяться до об'єктів із високим ступенем ризику.

Породні відвали вугільних шахт спричиняють значне техногенне навантаження на довкілля через ландшафто-трансформуючі, хімічні, фізичні чинники. У роботі досліджено фізико-хімічні, екологічні та фітоценотичні властивості породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового району, який відноситься до Львівсько-Волинського вугільного басейну (Україна).

Відкритість простору, активізація ерозійних процесів, свідчать про необхідність проведення поетапного фітомеліоративного процесу із залученням деревно-чагарникового матеріалу та трав'яного вкриття. При проведенні технічного етапу рекультивациі необхідно врахувати ряд особливостей: відновлення ґрунту технічним способом, здійснюється через покриття відвалу шаром субстратного матеріалу з перемішуванням із породою; відновлення ґрунту агротехнічними прийомами із введенням впродовж двох перших років бобових рослин як сидератів, які збагачують ґрунт необхідним для росту і розвитку азотом; заліснення із використанням комплексу добрив (або без них).

На породних відвалах вугільних шахт досліджуваного регіону виявлено 49 видів рослинності, які виникли в процесі природного заростання та які належать до 23 родин. Виходячи із проведених розрахунків зміни динаміки

коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності на різних етапах фітомеліоративного процесу ($KFM=0,155-4,485$), доцільним є проведення рекультиваційних і фітомеліоративних робіт на поверхні породних відвалів.

ВИСНОВКИ

У монографії представлено результати експериментальних досліджень та теоретичних узагальнень екологічного стану підсистеми природних об'єктів природно-технічної геосистеми та встановлено роль природної фітомеліорації в ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів у регіонах вуглевидобування. Досліджено чинники формування еколого-техногенної небезпеки природно-технічних геосистем ліквідованих шахт. Виділено основні етапи природної фітомеліорації підсистеми природних об'єктів.

Встановлено, що природно-технічна геосистема ліквідованих шахт складається із трьох взаємопов'язаних складових – підсистема природних об'єктів, підсистема штучних об'єктів, людська діяльність. Підсистема штучних об'єктів спричиняє значне техногенне навантаження на підсистему природних об'єктів шляхом надходження забруднюючих речовин у ґрунти, підземні та поверхневі водойми, повітря, біоту.

Встановлено, що найвищі показники радіаційного фону притаманні ділянкам, де відбуваються процеси горіння породи (0,32-0,39 мкЗв/год). Дещо нижчі показники на відвалах, на яких продовжуються насипи (0,18-0,26 мкЗв/год). На рекультивованих териконах показники фону не перевищують допустимі норми (0,12-0,17 мкЗв/год), які встановлені Нормами радіаційної безпеки України.

Температура на поверхні згасаючих породних відвалів залежить від вологості на глибині 5 см ($K=-0,58542$), 30 см ($K=-0,75665$), 50 см ($K=-0,78303$) і не залежить від радіаційного фону ($K=0,368116$). При підвищенні температури породи, її вологість знижується та навпаки – при високій вологості температура породи знижується. Високі позитивні коефіцієнти кореляції зафіксовані для

значень вологості породи на різній глибині ($K=0,754308-0,9652$).

Встановлено, що найбільші частки вуглевмісних фракцій, виявлені у породі відвалів шахт «Візейська», «Червоноградська та «Степова» (14,72%, 16,74%, 16,9 відповідно), впливають на здатність породи до самозаймання. Найнижчі частки вуглевмісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Зарічна» та «Лісова» (2,51% та 2,52%).

Показники вмісту в відвальній породі важких металів, порівняно з фоновими значеннями (досліджувана ділянка №6), вищі за окремими елементами в десятки разів.

Встановлено, що найбільш забрудненою важкими металами є досліджувана ділянка №4 у горизонті 0-15 см, яка розташована із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Показники вмісту важких металів на фонівій ділянці, яка розташована в радіусі 3 км від породного відвалу, є найнижчими у горизонті 0-15 см.

Розподіл важких металів у породі, за непараметричним коефіцієнтом Спірмена (r_s), виявив середній кореляційний взаємозв'язок між Ni та Mn ($r_s=0,46$), Zn та Mn ($r_s=0,52$), Zn та Ni ($r_s=0,58$), Cu та Zn ($r_s=0,49$), що є свідченням хаотичності відсипання породи і ймовірного впливу на концентрацію важких металів опадів, рН субстрату, мікроклімату, як це описано у наукових працях інших дослідників. Найвищий рівень кореляції зафіксовано в парі Ni та Cu ($r_s=0,69$). Вивчення вмісту важких металів у породі відвалів вугільних шахт є важливими з точки зору підбору асортименту рослинності для проведення штучної фітомеліорації.

Подібність хімічних елементів щодо їх розподілу на відвалах шахти дала змогу виділити 6 їх асоціацій, головними з яких є I (Mg, Ca, S) і II (Al, Fe, K, Si). Для багатовимірної ординації екотопів шахти "Надія" за концентрацією хімічних елементів характерна наявність

впорядкованої структури. Аналіз залежності між концентраціями хімічних елементів вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма змінними. Найслабший зв'язок щодо концентрації хімічних елементів демонструє Si, для якого середнє значення коефіцієнта кореляції становить 0,36, а також Ca (середнє значення $r=0,43$).

Основна особливість формування екотопів породного відвалу пов'язана із зростанням концентрації всіх без винятку хімічних елементів порівняно з природним фоном. Найбільш тісний зв'язок з інтенсивністю антропогенного навантаження демонструють Mg, Pb, Sn, Fe, Al, Cu, P, Ni, Zn. Відмінність між екотопами різних експозицій відвалу пояснюється в основному рівнем концентрації Ca і Al. Графічна візуалізація геохімічної інформації на основі типологічних схем та двовимірних діаграм, де осями слугують концентрації хімічних елементів, може використовуватися для прогнозування динаміки розвитку рослинного покриву.

У підтериконових стічних водах вміст заліза загального перевищує граничнодопустимі концентрації у шахтах «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Перевищення ГДК для хлоридів зосереджене у підтериконових водах шахт «Великомостівська» (у 1,32 рази), «Лісова» (у 1,33 рази), «Червоноградська» (у 1,25 рази). Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК для шахти «Межирічанська» у 2 рази. Вміст хрому не перевищував $0,01 \text{ мг/дм}^3$ у всіх пробах. Вміст алюмінію становив $0,04 \text{ мг/дм}^3$ для всіх досліджуваних стічних вод, окрім вод породних відвалів шахти «Межирічанська», де його показники сягнули $1,58 \text{ мг/дм}^3$. За допомогою коефіцієнтів кореляції Пірсона отримано взаємозв'язки між

показниками забруднення у підтериконовій стічній воді. Встановлені коефіцієнти кореляції ($r=0,78-0,99$) свідчать про поширення токсичних компонентів підтериконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону.

Сукцесія рослинного покриву у межах природно-технічних геосистем передбачає три почергові складові – сингенетична сукцесія (проективне вкриття 35-40%), початкова ендоекогенетична сукцесія (проективне вкриття 55-60%), зріла ендоекогенетична сукцесія (проективне вкриття 70-85%). Стійкі фітоценози на поверхні породних відвалів формуються на 7-8 році після завершення відсіпання породи за участі дерево-чагарникової рослинності.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

Польові дослідження породних відвалів вугільних шахт необхідно здійснювати в складі групи експедиції з дотриманням вимог охорони праці. Перед початком польових досліджень, за можливості, повідомити адміністрацію та охорону об'єкта щодо намірів перебування на породних відвалах.

Слід уникати зон із підвищеними температурами відвальної породи, якщо це відбулося – негайно покинути досліджувану ділянку.

В рамках біологічного етапу рекультивації (природної та штучної фітомеліорації) рекомендуємо використовувати такий видовий склад: деревні породи – береза повисла (*Betula pendula* Roth.), осика (*Populus tremula* L.), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.); чагарникові види – крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.), аморфа кущова (*Amorpha fruticosa* L.); трав'янисті види – мати-й-мачуха (*Tussilago farfara* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), лобода біла (*Chenopodium album* L.), тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.).

Деревні і чагарникові види рекомендуємо висаджувати рядами із інтервалами від 2,5×2,5 м до 0,75×0,75 м між рослинами виходячи із індивідуальних біологічних характеристик певного виду, його енергії росту та габітусу майбутньої крони. Формування деревно-чагарникового покриву на поверхні схилу здійснювати за такою посадковою схемою:

Д – Ч – Д – Ч – Д – Ч...
Ч – Д – Ч – Д – Ч – Д...

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Abraham J., Dowling K., Florentine S. (2018). Assessment of potentially toxic metal contamination in the soils of a legacy mine site in Central Victoria, Australia. *Chemosphere*. 192. 122-132. <https://doi.org/10.1016/j.017.10.150>
2. Abramowicz, A., Chybiorz R. (2019). Fire detection based on a series of thermal images and point measurements: the case study of coal-waste dumps. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* XLII-1/W2. 9–12. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-W2-9-2019>
3. Abramowicz, A., Chybiorz, R. (2020). Identification of fire changes using thermal IR images: the case of coal-waste dumps. *Proceedings of the 15th Quantitative InfraRed Thermography Conference*. 114. <https://doi.org/10.21611/qirt.2020.114>
4. Abramowicz, A., Rahmonov, O., Chybiorz, R. (2021). Environmental Management and Landscape Transformation on Self-Heating Coal-Waste Dumps in the Upper Silesian Coal Basin. *Land*. 10, 23. <https://doi.org/10.3390/land10010023>
5. Abramowicz, A., Rahmonov, O., Chybiorz, R., Ciesielczuk, J. (2021). Vegetation as an indicator of underground smoldering fire on coal-waste dumps. *Fire Safety Journal*. 121. 103287. <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2021.103287>
6. Afeni, T.B., & Ibitolu, F. (2018). Assessment of environmental impact of gemstone mining in Ijero-Ekiti, Nigeria. *Mining of Mineral Deposits*, 12(1), 1-11. Available at: <https://doi.org/10.15407/mining12.01.001>
7. Agboola O., Babatunde D. E., Fayomi O. S. I., Sadiku E. R., Popoola P., Moropeng L., Yahaya A., Mamudu O. A. (2020). A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management. *Results in Engineering*. 8. 100181. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100181>
8. Alam M., Hussain Z., Khan A., Khan M. A., Rab A., Asif M., Shah M. A., Muhammad A. (2020). The effects of organic

- amendments on heavy metals bioavailability in mine impacted soil and associated human health risk. *Scientia Horticulturae*. 262. 109067. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109067>
9. Álvarez E., Fernández Marcos M. L., Vaamonde C., Fernández-Sanjurjo M. J. (2003). Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *Science of The Total Environment*. 313. 1-3. 185-197. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00261-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00261-4)
10. Bai Z., Liu X., Fan X., Zhu C., Yang R. (2018). Ecological reconstruction research and practice in the large open-pit coal mine of the Loess Plateau, China. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. 323-333. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00018-X>
11. Bhattacharya A., Routh J., Jacks G., Bhattacharya P., Mörth M. (2006). Environmental assessment of abandoned mine tailings in Adak, Västerbotten district (northern Sweden). *Applied Geochemistry*. 21. 10. 1760-1780. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.011>
12. Bi X., Feng X., Yang Y., Qiu G., Li G., Li F., Liu T., Zhiyou Fu Z., Jin Z. (2006). Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China. *Environment International*, 32, 883–890. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.010>
13. Bian Z., Inyang H. I., Daniels J. L., Otto F., Struthers S. (2010). Environmental issues from coal mining and their solutions. *Mining Science and Technology (China)*. 20(2). 215-223. [https://doi.org/10.1016/S1674-5264\(09\)60187-3](https://doi.org/10.1016/S1674-5264(09)60187-3)
14. Biletsky V. S. (2004). Mining encyclopedic dictionary. *Oriental Publishing House*. Vol.3. 752. (in Ukr.).
15. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Marutyak S. (2020). 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.* 5(443). 39-46. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.102>.
16. Blyuss, B., Semenenko, Ye., Medvedieva, O., Kyrychko, S., & Karatayev, A. (2020). Parameters determination of hydromechanization technologies for the dumps development as technogenic deposits. *Mining of Mineral Deposits*, 14(1), 51-61. <https://doi.org/10.33271/mining14.01.051>
17. Borišev M., Pajević S., Nikolić N., Pilipović A., Arsenov D., Župunski M. (2018). Chapter 7 - Mine Site Restoration Using Silvicultural Approach. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. 115-130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00007-5>
18. Bosak P. (2019). 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. P. 3-4.
19. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Dudyn R. (2020). 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.* 2(440). 48-54. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.30>
20. Brihla J., Gray M., Pereira D. I., Pereira P. (2018). Geodiversity: An integrative review as a contribution to the sustainable management of the whole of nature. *Environmental Science & Policy*. 86. 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.001>
21. Brubarec, R.L., Mackenzie, C.J.G., & Hulton Stanley, G. (1985). A study of vibration white finger disease rock dillers. *Journal of Low Freq. Noise and Vibr.* 4(2). 52-65.
22. Buzlylo, V, Pavlychenko A., Borysovska O., Gruntova V. (2015). Technological and environmental aspects of the liquidation of coal mines. *New Developments in Mining*

Engineering: Theoretical and Practical Solutions of Mineral Resources Mining. The Netherlands: CRC Press/Balkema. 75-79.

23. Chayka O., Petrushka I., Ruda M., Paranyak N., Matskiv O. 2021. The minimization of impact of oil pollution on soils in the area of railways using glauconite. *Journal of Water and Land Development*. 49 (IV–VI) 79–84.

<https://doi.org/10.24425/jwld.2021.137099>

24. Chelovechkova A., Komissarova I., Eremin D. (2018). Using basic hydrophysical characteristics of soils in calculating capacity of water-retaining fertile layer in recultivation of dumps of mining and oil industry. *IPDME 2018. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 194 092004.

<https://doi:10.1088/1755-1315/194/9/092004>

25. Chen J., Deng S., Jia W., Li X., Chang J. (2021). Removal of multiple heavy metals from mining-impacted water by biochar-filled constructed wetlands: Adsorption and biotic removal routes. *Bioresource Technology*. 331. 125061.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125061>

26. Chetveryk, M., Bubnova, O., Babii, K., Shevchenko, O., & Moldabaev, S. (2018). Review of geomechanical problems of accumulation and reduction of mining industry wastes, and ways of their solution. *Mining of Mineral Deposits*. 12(4). 63-72.

<https://doi.org/10.15407/mining12.04.063>

27. Dresler S., Tyrka M., Szeliga M., Ciura J., Wielbo J., Wojcik M., Tukiendorf A. (2015). Increased genetic diversity in the populations of *Echium vulgare* L. colonising Zn-Pb waste heaps. *Biochemical Systematics and Ecology*. 60. 28-36.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.bse.2015.03.003>

28. Dunbabin J.S., Bowner K.H. (1992). Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Sci. Total. Environ*. 111, 2/3. 56-60.

29. Falshtynskiy, V., Saik, P., Lozynskiy, V., Dychkovskiy, R., & Petlovanyi, M. (2018). Innovative Aspects of Underground Coal Gasification Technology in Mine Conditions. *Mining of*

- Mineral Deposits.* 12(2). 68-75.
<https://doi.org/10.15407/mining12.02.068>
30. Filonenko, O (2018). Sustainable development of Ukrainian iron and steel industry enterprises in regards to the bulk manufacturing waste recycling efficiency improvement. *Mining of Mineral Deposits.* 12(1). 115-122.
<https://doi.org/10.15407/mining12.01.115>
31. Gorman M. R., Dzombak D. A. (2018). A review of sustainable mining and resource management: Transitioning from the life cycle of the mine to the life cycle of the mineral. *Resources, Conservation and Recycling.* 137. 281-291.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.001>
32. Gorobei, M., Yermakov, V., Lunova O. (2020). Man-made pollution of the environment with coal dust as a result of operation and closure of coal mines. *Journal of Geology, Geography and Geoecology.* 29(4). 693-700.
<https://doi.org/10.15421/112062>
33. Hadlington S. (1991). An interestind reed. *Chem. Brit.* 27, 4. 229.
34. Haydin A. M., Sobko B. YU. (2018). Hidroekolohiya pry hirnychkyh robotakh (Hydroecology in mining works): monohraph - Dnipro: "Litohraf", 218 p. (in Ukrainian).
35. Heilmeier H., Wiche O. (2018). The PCA of phytomining: principles, challenges and advances. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference* (Dnipro, April 25-27 2018). 26.
<http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152889>
36. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., Tyndyk O. (2022). Principles of revitalization of technogically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej.* 22(XI). 2. 76-89.
37. Jung M. C., Thornton I. (1996). Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea.

- Applied Geochemistry*. 11. 1-2. 53-59.
[https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00075-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00075-5)
38. Kalybekov, T., Rysbekov, K., Sandibekov, M., Bi, Y.L., & Toktarov, A. (2020). Substantiation of the intensified dump reclamation in the process of field development. *Mining of Mineral Deposits*. 14(2). 59-65. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.059>
39. Karabyn V., Popovych V., Shainoha I., Lazaruk Y. (2019). Long-term monitoring of oil contamination of profile-differentiated soils on the site of influence of oil-and-gas wells in the central part of the Boryslav-Pokuttya oil-and-gas bearing area. *Petroleum and Coal*. 61(1). 81-89.
40. Karabyn, V., Shtain, B., Popovych, V. (2018). Thermal regimes of spontaneous firing coal washing waste sites. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 3 (429). 64-74.
41. Karimaei M., Dabbaghi F., Sadeghi-Nik A., Dehestani M. (2020). Mechanical performance of green concrete produced with untreated coal waste aggregates. *Construction and Building Materials*. 233. 117264.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117264>
42. Kariuki D. W., Kuria J. M. (2021). Coal-Key Energy Resource for the Future in Kenya? A Review. *International Journal of Advanced Rescrach*. 3(1).
<https://doi.org/10.37284/ijar.3.1.319>
43. Khalid S., Shahid M., Niazi N. K., Murtaza B., Bibi I., Dumat C. (2016). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*. 182(B). 247-268.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
44. Kirin, R. (2019). Statutory and regulatory requirements in the process of mineral mining in Ukraine. Review and analysis. *Mining of Mineral Deposits*. 13(2). 59-65.
<https://doi.org/10.33271/mining13.02.059>

45. Klimkina I., Kharytonov M., Zhukov O. (2018) Trend Analysis of Water-Soluble Salts Vertical Migration in Technogenic Edaphotops of Reclaimed Mine Dumps in Western Donbass (Ukraine). *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*. 74(2). 82-93. Available at: <http://dx.doi.org/10.5755/j01.arem.74.2.19940>
46. Knysh I., Karabyn V. (2014). Heavy metals distribution in the waste pile rocks of Chervonogradska mine of the Lviv-Volyn coal basin (Ukraine). *Pollution Research Journal Papers*. 33(04). 663-670.
47. Kolesnik V.Ye., Fedotov V.V., Buchavy Yu.V. (2012). Generalized algorithm of diversification of waste rock dump handling technologies in coal mines. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. (4). 138-142.
48. Kompała-Bąba, A., Bierza, W., Błońska, A. et al. (2019). Vegetation diversity on coal mine spoil heaps – how important is the texture of the soil substrate? *Biologia* 74. 419-436. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00218-x>
49. Koščova M., Hellmer M., Anyona S., Gvozdkova T. (2018). Geo-Environmental Problems of Open Pit Mining: Classification and Solutions. *E3S Web of Conferences*. 41. 01034. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184101034>
50. Košek F. (2018). Application of Raman spectroscopy for detection of sulfates of selfignited coal heaps. Ph.D. thesis. Prague. 77.
51. Kribek B., Bicakova O., Sykorova I., Havelcova M., Veselovsky F., Knesl I., Meszarosova N. (2021). Experimental pyrolysis of metalliferous coal: a contribution to the understanding of pyrometamorphism of organic matter and sulfides during coal waste heaps fires. *International Journal of Coal Geology*. 245. 103817. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2021.103817>
52. Kuraeva I. V., Roga I. V., Sorokina L. Yu., Golubtsov O. G.(2012). Estimation of heavy metals content and conditions of

their migration in agrolandscapes of Ternopil region. *Ukrainian Geographical Journal*. 3. 25-33.

53. Kuz'menko, A., Furman, A., & Usatyy, V. (2010). Improvement of mining methods with consolidating stowing of iron-ore deposits on big depths. *New Techniques and Technologies in Mining – Proceedings of the School of Underground Mining*. 131-136. <https://doi.org/10.1201/b11329-22>

54. Kuz'menko, A., Pochepov, V., & Ryabychev, V. (2010). Dependence of effectiveness of development of mining operations on processibility of coal seams deposits with thickness of 1.2 m. *New Techniques and Technologies in Mining – Proceedings of the School of Underground Mining*. 51-55. <https://doi.org/10.1201/b11329-10>

55. Kuz'menko, O., Petlyovanyy, M., & Stupnik, M. (2013). The influence of fine particles of binding materials on the strength properties of hardening backfill. *Mining of Mineral Deposits*. 45-48. <https://doi.org/10.1201/b16354-10>

56. Linhares D., Pimentel A., Borges C., Cruz J. V., Garcia P., Rodrigues A. dos S. (2019). Cobalt distribution in the soils of São Miguel Island (Azores): From volcanoes to health effects. *Science of The Total Environment*. 684. 715-721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.359>

57. Lloyd S.D., Fletcher T.D., Wong T.H.F., Wootton R.M. (2001). Assessment of Pollutant Removal Performance in a Bio-filtration System: *Preliminary Results, and South Pacific Stormwater Conf.; Rain the Forgotten Resource*, 27-29 June 2001, Auckland, New Zealand. 20-30.

58. Loredó J., Ordoñez A., Álvarez R. (2006). Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Munon Cimero mercury-mining area (Asturias, Spain). *Journal of Hazardous Materials*. A136. 455-467. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.01.048>

59. Lunova O., Yermakov V., Averin D. (2019) Potential territorial risk in the eastern Ukraine. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 28(3). 600-609. <https://doi.org/10.15421/111957>
60. Luo D., Zheng H., Chen Y., Wang G., Fenghua D. 2010. Transfer characteristics of cobalt from soil to crops in the suburban areas of Fujian Province, southeast China. *Journal of Environmental Management*. 11. 2248-2253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.001>
61. Maiti S. K., Ahirwal J. (2019). Chapter 3 – Ecological Restoration of Coal Mine Degraded Lands: Topsoil Management, Pedogenesis, Carbon Sequestration, and Mine Pit Limnology. *Phytomanagement of Polluted Sites*. 83-111. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00003-X>
62. Malovanyy M., Moroz O., Hnatush S., Maslovska O., Zhuk V., Petrushka I., Nykyforov V., Sereda A. (2019). Perspective Technologies of the Treatment of the Wastewaters with High Content of Organic Pollutants and Ammoniacal Nitrogen. *J. Ecol. Eng.* 20(2). 8-15. <https://doi.org/10.12911/22998993/94917>
63. Markowicz, A., Wozniak, G., Borymski, S. et al. (2015). Links in the functional diversity between soil microorganisms and plant communities during natural succession in coal mine spoil heaps. *Ecological Research*. 30. 1005–1014. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1301-3>
64. Mokryi V., Petrushka I., Dyakiv V., Dzhumelia E., Salamon I. (2023). Information Supply of Hydrotechnical Reconstruction Concept of Stebnyk Tailings Storage (Ukraine). *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 2. 120–130. <https://doi.org/10.12912/27197050/156977>
65. Moreno-Jiménez E., Peñalosa J. M., Manzano R., Carpena-Ruiz R. O., Gamarra R., Esteban E. (2009). Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of*

- Hazardous Materials*. 162. 2-3. 854-859.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.109>
66. Moshynskiy, V., Malanchuk, Z., Tsymbaliuk, V., Malanchuk, L., Zhomyruk, R., & Vasylchuk, O. (2020). Research into the process of storage and recycling technogenic phosphogypsum placers. *Mining of Mineral Deposits*. 14(2). 95-102. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.095>
67. 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*. 14(3-4). 26-38. <https://doi.org/10.2478/jengeo-2021-0009>
68. Naicker K., Cukrowska E., McCarthy T.S. (2003). Acid mine drainage arising from gold mining activity in Johannesburg, South Africa and environs. *Environmental Pollution*. 122 (1). 29-40. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00281-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00281-6)
69. Neiva A.M.R., Antunes I.M.H.R., Carvalho P.C.S., Santos A.C.T. (2016). Uranium and arsenic contamination in the former Mondego Sul uranium mine area, Central Portugal. *Journal of Geochemical Exploration*. 162. 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.12.004>
70. Nieto J. M., Sarmiento A. M., Olías M., Cánovas C. R. Riba I., Kalman J., Delvalls T. A. (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environment International*. 33(4). 445-455. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.010>
71. Oliferchuk V., Fedorovych D., Samarska M., Bunetskyi V., Samborskyy M., Kachor A., Kurylenko O., Olejniuk-Puchniak O., Kendzora N., Hotsii N. (2022). Changes in the Structure of Myco-and Microbiocenosis of Soil with Use of Fungi and Bacteria Strains Immobilized on Biochar as an Example of Ecosystem Maintenance Services. *Ecological Engineering and*

- Environmental Technology*. 23(6) 42-52.
<https://10.12912/27197050/152522>
72. Oliferchuk V., Kendzora N., Hotsii N., Shukel I., Olejniuk-Puchniak O., Samarska M., Nagurskyy O., Vasiichuk V. (2023). Changes in the Structure of Soil Microscopic Fungi in the Territories of Yavoriv and Podorozhenie Sulfur Quarries. *Ecological Engineering and Environmental Technology*. 24(3). 120-134. <https://doi.org/10.12912/27197050/159629>
73. Onifade M., Genc B. (2018). Spontaneous combustion of coals and coal-shales. *International Journal of Mining Science and Technology*. 28. 933-940.
<https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2018.05.013>
74. Pactwa K., Woźniak J., Dudek M. (2020). Coal mining waste in Poland in reference to circular economy principles. *Fuel*. 270. 117493. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117493>
75. Palin M. R. (2022). Metamorphism and its bearing on geosystems. *Geosystems and Geoenvironment*. 1(1). 100012.
<https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2021.100012>
76. Pavlychenko A.V., Fedotov V.V., Buchavy Yu.V., Kovalenko A.A. (2014). Development of electronic environmental passport of coal mine waste-rock piles. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 3) 105-110.
77. Petlovanyi M. V., Zubko S. A., Popovych V. V., Sai K.S. (2020). Physicochemical mechanism of structure formation and strengthening in the backfill massif when filling underground cavities. *Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii*. 6. 142-150.
<https://doi.org/0.32434/0321-4095-2020-133-6-142-150>
78. Petlovanyi M., Kuzmenko O., Lozynskiy V., Popovych V., Sai K., & Saik P. (2019). Review of man-made mineral formations accumulation and prospects of their developing in mining industrial regions in Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 13(1). 24-38. <https://doi.org/10.33271/mining13.01.024>
79. Petlovanyi M.V., & Medianyuk V.Y. (2018). Assessment of coal mine waste dumps development priority. *Naukovyi Visnyk*

- Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu.* (4). 28-35.
<https://doi.org/10.29202/nvngu/2018-4/3>
80. Pietrzykowski M., Socha J., S. van Doorn N. 2014. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas. *Science of the Total Environment.* 470–471. 501-510.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.008>
81. Popovich V. V. (2016). Phytomeliorative recovery in reduction of multi-element anomalies influence of devastated landscapes. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University,* 6(1), 94-114.
<https://doi.org/10.15421/201606>
82. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., Voloshchysyn A., Popovych V. (2018). Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems.* 1. 53-58.
83. Popovych V. V., Henyk Y. V., Voloshchysyn A. I., Sysa L. V. (2019). Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu.* 5. 122-129.
<https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19>
84. Popovych V., Kuzmenko O., Voloshchysyn A., Petlovanyi M. (2018). Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering.* Vol. 60.
<https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010>
85. Popovych V., Stepova K., Prydatko O. (2018). Environmental hazard of Novoyavorivsk municipal landfill. *MATEC Web of Conferences 247, 00025. FESE 2018.*
<https://doi.org/10.1051/matecconf/201824700025>
86. Popovych V., Voloshchysyn A. (2018). The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the*

- International Conference* (Dnipro, April 25-27, 2018). 86.
<http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152975>
87. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2019). Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 75(3). 33-45.
<https://doi.org/10.5755/j01.erem.75.3.23323>
88. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2019). 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*. 4(436). 230-237.
<https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118>
89. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2019). 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* (March 29, 2019, Lviv). 37-39.
90. Popovych V., Bosak P., Dumas I., Kopystynskiy Yu., Pinder V. (2023). Ecological successions of phytocenoses in the process of formation of the phytomeliorative cover of landfills. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 1269 012011*. DOI 10.1088/1755-1315/1269/1/012011
91. Popovych V., Voloshchyshyn A., Bosak P., Popovych N. (2021). Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 915(1). 012001.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001>
92. Popovych V., Voloshchyshyn A., Rudenko D., Popovych N. (2019). Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 123. 01035.
<https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035>

93. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. (2022). Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 14(2). 63-74.
94. Popovych V., Kuzmenko O., Voloshchyshyn A., Petlovanyi M. (2018). Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conferences*. Vol. 60. 00010. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010>
95. Popovych V., Stepova K., Voloshchyshyn A., Bosak P. (2019). Physico-chemical properties of soils in Lviv Volyn coal basin area. *E3S Web of Conferences* 105,02002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910502002>
96. Prokopenko Ye.V. (2011). Graph theory application to build chronolithologic model of waste dump formation. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 5. 28-30.
97. Pyrikov O., Lunova O., Yermakov V., Petry R., Lubenska N. (2022). Impact of the long-time armed conflicts on the ecological safety of industrial objects. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 31(2). 380-389. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/112235>
98. Pyrikov O., Lunova O., Tyutyunnyk N. (2022) Determination of Environmental Risks of Agricultural Land of Urbanized Territories around Mining Enterprises. *Ecological Engineering and Environmental Technology*. 23(5). 72-83. <https://doi.org/10.12912/27197050/151624>
99. Ranjan V., Sen P., Kumar D. et al. (2017). Enhancement of mechanical stability of waste dump slope through establishing vegetation in a surface iron ore mine. *Environ. Earth Sci*. 76: 35. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6350-6>
100. Rybicka E. H. (1996). Impact of mining and metallurgical industries on the environment in Poland. *Applied Geochemistry*. 11(1-2). 3-9. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00083-6](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00083-6)
101. Sarmiento A. M., Nieto J. M., Olías M., Cánovas C. R. (2009). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on

the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*. 24(4). 697-714.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.12.025>

102. Schwabe R., Retamal-Morales G., Bravo A., Humeres M.-J., Tischler D., Schlömann M., Levican G., Wiche O. (2018). Siderophores for selective solid phase extraction of strategic elements. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference* (Dnipro, April 25-27, 2018). 19.

103. Šebelíková L., Csicsek G., Kirmer A., Vítovcová K., Ortmann-Ajkai A., Prach K., Řehouňková K. (2018). Spontaneous revegetation versus forestry reclamation – vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. *Land degradation and development*. 30(3). 348-356.
<https://doi.org/10.1002/ldr.3233>

104. Shu J., Bradshaw A. D. (1995). The containment of toxic wastes: I. Long term metal movement in soils over a covered metalliferous waste heap at parc lead-zinc mine. *North Wales. Environmental Pollution*. 90(3). 371-377.

105. Silveira F. A. O., Rossatto D. R., Heilmeyer H., Overbeck G. E. (2022). Fire and vegetation: Introduction to the special issue. *Flora*. 286. 151985.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151985>

106. Skrobala V., Popovych V., Tyndyk O., Voloshchysyn A. (2022). Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 16(4). 71-79.
<https://doi.org/10.33271/mining16.04.071>

107. Skrobala, V., Popovych, V., Pinder, V. (2020). Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Mining of Mineral Deposits*. 14(2). 119-127. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.119>

108. Smoliński A., Howaniec N., Kuna-Gwoździewicz P. (2018). Chemometric Exploration of the Data Concerning Gases

- Emitted from Burning Mine Waste Dump. *Springer, Cham.* 473-483 https://doi.org/10.1007/978-3-319-89845-2_33
109. Song, Y., Shu, W., Wang, A. et al. (2014). Characters of soil algae during primary succession on copper mine dumps. *J Soils Sediments.* 14. 577. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0815-y>
110. Srivastava N. (2020). Reclamation of Saline and Sodic Soil Through Phytoremediation. *Environmental Concerns and Sustainable Development.* 279-306. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6358-0_11
111. Sterritt R. M., Lester J. N. (1979). The microbiological control of mine waste pollution. *Minerals and Environment.* 1(2). 45-47. <https://doi.org/10.1007/BF02010716>
112. Strömberg B., Banwart S. (1994). Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden. *Applied Geochemistry.* 9. 5. 583-595. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(94\)90020-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(94)90020-5)
113. Sýkorová I., Kříbek B., Martina Havelcová M., Machovič V., Laufek F., Veselovský F., Špaldoňová A., Lapčák L., Knésl I., Matysová P., Majer V. (2018). Hydrocarbon condensates and argillites in the Eliška Mine burnt coal waste heap of the Žacléř coal district (Czech Republic): *products of high-and low-temperature stages of self-ignition.* 190. 146-165. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2017.11.003>
114. Terekhov, Ye., Litvinov, Yu., Fenenko, V., Drebenstedt, C. (2021). Management of land reclamation quality for agricultural use in opencast mining. *Mining of Mineral Deposits.* 15(1). 112-118. <https://doi.org/10.33271/mining15.01.112>
115. Tiwary R. K. (2001). Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and Its Management. *Water, Air, & Soil Pollution.* 132(1-2). 185-199. <https://doi.org/10.1023/A:1012083519667>
116. Topper K. F., Sabey B. R. (1986). Sewage Sludge as a Coal Mine Spoil Amendment for Revegetation in Colorado1. *J.*

- Environ.* Qual. 15. 44-49.
<https://doi:10.2134/jeq1986.00472425001500010010x>
117. Tulaydan Y., Malovanyu M., Kochubei V., Sakalova H. (2017). Treatment of high-strength wastewater from ammonium and phosphate ions with the obtaining of struvite. *Chemistry & Chemical Technology*. 11(4). 463-468.
<https://doi.org/10.23939/chcht11.04.463>
118. Tutu H., McCarthy T.S., Cukrowska E. (2008). The chemical characteristics of acid mine drainage with particular reference to sources, distribution and remediation: The Witwatersrand Basin, South Africa as a case study. *Applied Geochemistry*. 23(12). 3666-3684.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.09.002>
119. Ulytsky O., Yermakov V., Lunova O., Buglak O. (2019) Technique for orthotransformed satellite imagery application in environmental assessment. *Space Science and Technology Kyiv*. 25, 4 (119) 46-58. <https://doi.org/10.15407/knit2019.04.048>
120. Vo T. L., Nash W., Galdo M. D., Rezanía M., Crane R., Nezhad M. M., Ferrara L. (2022). Coal mining wastes valorization as raw geomaterials in construction: A review with new perspectives. *Journal of Cleaner Production*. 336. 130213.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130213>
121. Wang W., Hao W., Bian Z., Lei S, Wang X., Sang S., Xu S. (2014). Effect of coal mining activities on the environment of *Tetraena mongolica* in Wuhai, Inner Mongolia, China—A geochemical perspective. *International Journal of Coal Geology*. 132. 94-102. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2014.08.006>
122. Wahsha M., Bini C., Argese E., Minello F., Fontana S., Wahsheh H. (2012). Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. *Journal of Geochemical Exploration*. 123. 19-24. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.004>
123. Welch C., Barbour S. L., Hendry M. J. (2021). The geochemistry and hydrology of coal waste rock dumps: a

- systematic global review. *Science of The Total Environment*. 795. 148798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148798>
124. Wiche O., Moschner C., Szekely B., Heilmeyer H. (2018). Bioavailability of elements for effective phytoremediation and phytomining: the role of rhizosphere processes. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference* (Dnipro, April 25-27, 2018). 27.
125. Woch M. W., Radwańska M., Stanek M., Łopata B., Stefanowicz A. M. (2018). Relationships between waste physicochemical properties, microbial activity and vegetation at coal ash and sludge disposal sites. *Science of The Total Environment*. 642. 264-275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.038>
126. Wu Y., Yu X., Hu S., Shao H., Liao Q., Fan Y. (2019). Experimental study of the effects of stacking modes on the spontaneous combustion of coal gangue. *Process Safety and Environmental Protection*. 123. 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.12.025>
127. Yadav A.K., Jamal A. (2018) Suspended particulate matter and their management system surrounding opencast coal mines. *Environmental Quality Management*. 1-6. <https://doi.org/10.1002/tqem.21592>
128. Yadav, A. K. (2015). Elemental composition and source apportionment of suspended particulate matters and health risk assessment in mining and nonmining areas of Odisha, India. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*. 19(3). 4014037. [https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000248](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000248)
129. Yadav, A. K., & Jamal, A. (2016). A review on the present scenario of air quality associated with Indian mining operations. *Environmental Quality Management*. 25(3). 99-105. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/tqem.21459>
130. Yan P., Shang S., Zhang C., Yin N., Zhang X., Yang., Zhang Z., Sun Q. (2021). Research on the processing of coal mine water

source data by optimizing BP neural network algorithm with sparrow search algorithm. *IEEE Access*. 9. 108718-108730
<https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3102020>

131. Yuan Y., Zhao Z., Li X., Wang Y., Bai Z. (2018). Characteristics of labile organic carbon fractions in reclaimed mine soils: Evidence from three reclaimed forests in the Pingshuo opencast coal mine, China. *Science of the Total Environment*. 613-614. 1196-1206.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.170>

132. Zeng B., Zhang Z. X., Yang M. (2018). Risk assessment of groundwater with multi-source pollution by a long-term monitoring programme for a large mining area. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 128. 100-108.

<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.002>

133. Zhang L., Wang J., Bai Z., Lv C. (2015). Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*. 128. 44-53.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016>

134. Zhu X., Cao L., Liang Y. (2019). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals inside and outside a typical lead-zinc mine in southeastern China. *Environmental Science and Pollution Research*. 26. 26265-26275.

<https://doi.org/10.1007/s11356-019-05724-8>

135. Башуцька У.Б. (2004). Антропогенно-природні сукцесії рослинності девастрованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового регіону: дис. ... канд. с.-г. наук: спец. 06.03.01 "Лісові культури та фітомеліорація", 214 с.

136. Безродна І. М. (2015). Посібник з лабораторного практикуму з курсу «Петрофізика». К.: КНУ ім. Т.Шевченка. 58 с.

137. Босак П. В., Волощишин А. І. (2022). Горіння териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване*

природокористування: збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (м. Львів, 10-11 лютого 2022). С. 124.

138. Босак П. В., Попович В. В. (2022). Екологічна небезпека підтериконових стічних вод Нововолинського гірничопромислового району ЕсоLab. Том 1: монографія. Львів: ЛДУБЖД. 231 с.

139. Гайдін А. М. (2017). Самозаймання відвалів вугільних шахт і збагачувальних фабрик і боротьба з ним. *Форум гірників–2017: матеріали міжнар. конф.*, 4-7 жовтня 2017 р., м. Дніпро. С. 322-327.

140. Гайдін А. М., Собко Б. Ю. (2018). Гідроекологія при гірничих роботах: монографія. Дніпро: «Літограф». 218 с.

141. Генік Я. В., Дида А. П. (2019). Рекультивация. Львів: ННБК: АТБ. 288 с.

142. Генік, Я. В. (2012). Лісовідновлення складних техногенних екосистем Львівщини. *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. 1. С. 117-120.

143. Голубець М. А. (2005). Вступ до геосоціосистемології. Львів: Поллі. 199 с.

144. Горелов О. М. Біолого-морфологічні основи концепції фітогенного поля. Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра с.-г. наук: спец. 03.00.05 “Ботаніка”. К., 2014. 42 с.

145. Гродзінський А. М. (1990). Лікарські рослини: Енциклопедичний довідник. Київ. 544 с.

146. Губачов О. І. (2010). Особливості використання рослин для біотестування ґрунтів з метою визначення рівня екологічної безпеки промислових територій. *Науковий Вісник КУЕІТУ. Нові технології*. 3(29). С. 164-171.

147. Гуліда Е. М., Шарий В. В. (2020). Забезпечення допустимого значення пожежного ризику на відкритих складах виробничих об'єктів. *Пожежна безпека*. 36. С. 38-43.

[DOI: 10.32447/20786662.36.2020.03](https://doi.org/10.32447/20786662.36.2020.03)

148. Деревська, К.І. Бартошинська, Є.С., Шевчук, О.М. та ін. (2006). Літогенез осадових формацій карбону південно-західного вугленосного району Львівсько-Волинського басейну. *Наукові праці Донецького національного технічного університету. Сер.: Гірничо-геологічна*. 111. С. 220-228.
149. Дідух Я. П. (2012). Основи біоіндикації. Київ, 2012. 344 с.
150. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб.
151. ДСТУ 4362:2004. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів.
152. ДСТУ ISO 10381-8. Якість ґрунту. Пробовідбирання. Частина 8. Настанови з пробовідбирання на відвалах.
153. ДСТУ 7948:2015 Якість ґрунту. Проведення аналізів. Загальні вимоги.
154. ДСТУ ISO 11464:2007. Якість ґрунту. Попереднє оброблення зразків для фізико-хімічного аналізу.
155. ДСТУ ISO 18512. Якість ґрунту. Настанови з довго та короткострокового зберігання зразків ґрунту.
156. Екологічний паспорт м. Нововолинськ від 01.08.2018 р. <https://voladm.gov.ua/article/ekologichniy-pasport-mnovovolinsk/>
157. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» №2697-VIII від 28 лютого 2019 року. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2019, № 16, ст. 70.
158. Іванов Є., Ковальчук І., Терещук О. (2009). Геоєкологія Нововолинського гірничопромислового району: монографія. *Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки*. 208 с.
159. КНД 211.1.4.039-95 «Методика гравіметричного визначення завислих (суспензованих) речовин в природних і стічних водах».
160. Книш І. Б. (2015). Геохімічні дослідження порід терикону шахти “Червоноградська” Львівсько-Волинського басейну. *Матеріали XI науково-практичної конференції*

“Сучасна геологічна наука і практика в дослідженнях студентів і молодих фахівців”. м. Кривий Ріг: Криворізький національний університет. С. 82-86

161. Кучерявий В. П. (2003). Фітомеліорація. Львів: Світ. 540 с.

162. Кучерявий В. П. (2016). Фітогенне поле і фітомеліорація: питання теорії та практики. *Науковий вісник НЛТУ України*. 26.7. С. 15-24.

163. Кучерявий, В. П. (2010). Загальна екологія. Львів: Світ. 520 с.

164. Кучерявий, В. П. Генік, Я. В., Дида, А. П., Колодко М. М. (2006). Рекультивація та фітомеліорація. Львів: Світ. 116 с.

165. Луньова О. В. (2019) До питання оцінки екологічних небезпек динаміки затоплення шахт Центрального району Донбасу. *Вісті Донецького гірничого інституту*. 2(45). С.93-103 <https://doi.org/10.31474/1999-981x-2019-2-93-103>

166. Луньова О. В. (2020) Наукові основи управління екологічною безпекою промислових комплексів вуглевидобувних підприємств. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 1(28) С. 50-59. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.8>

167. Луньова О. В. Бойко К. Е. (2020). Методика оцінки ризику забруднення підземних вод р. Сіверський Донець. *Геотехнічна механіка: міжвід. зб. наук. праць. Дніпро*. 150. С. 15-23. <https://doi.org/10.15407/geotm2020.150.015>

168. Луньова О. В. (2019). Особливості формування техноекосистем вугільних родовищ та оцінка екологічних ризиків. *Геотехнічна механіка: міжвід. зб. наук. праць*. 149. С. 58-67. <https://doi.org/10.15407/geotm2019.149.058>

169. Мазур А. Ю. Кучеревський В. В. (2001). Роль Криворізького ботанічного саду в озелененні та рекультивації порушених земель Кривбасу. *Науковий вісник УкрДЛТУ*.11.5. 193-199.

170. Малик Ю. О., Голець Н. Ю. (2008). Аналіз впливу полігону твердих промислових відходів Червоноградської ЦЗФ на довкілля. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»*. 609. С. 254-257.
171. Мануїлова, Г. М. (2005). Фітомеліорація девастрованих ландшафтів в умовах Львівщини : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: спец. 06.03.01 «Лісові культури та фітомеліорація», 18 с.
172. 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.
173. Медведєв В. В., Лактіонова Т. М. (1998). Земельні ресурси України. К.: Аграрна наука. 150 с.
174. Наказ Державного комітету України з промислової безпеки, охорони праці та гірничого нагляду 22.03.2010 р. № 62 «Правила безпеки у вугільних шахтах».
175. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 01.12.97 р. № 62 Державні гігієнічні нормативи "Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)".
176. Нормативно-правовий акт з охорони праці (НПАОП) 10.0-5.21-04. Інструкція із запобігання самозапалюванню, гасіння та розбирання породних відвалів. Затверджено Наказом Держнаглядохоронпраці України від 26.10.2004 р. № 236.
177. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 17.03.2011 р. № 145 «Про затвердження Державних санітарних норм та правил утримання територій населених місць».
178. Павличенко А. В. (2015). Ідентифікація екологічних ризиків, що виникають на різних етапах функціонування

вугледобувних підприємств. *Геотехнічна механіка*. 124. С. 280-288.

179. Павличенко А. В., Плахотній С. А. (2016). Ліквідація нерентабельних вугледобувних підприємств: шляхи зменшення негативного впливу на навколишнє природне середовище. *Геотехнічна механіка*. 130. С. 257-262.

180. Павличенко А. В., Демура В. І., Готвянська В. О. (2013). Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку. *Геотехнічна механіка*. 111. С. 23-29.

181. Панас Р. М. (2005). Рекультивація земель. Львів: «Новий світ-2000». 224 с.

182. Панас Р. М. (2012). Ґрунтознавство. Львів: «Новий світ-2000». 2012. 371 с.

183. Піндер В. Ф., Попович В. В., Босак П. В. (2023). Рекультиваційні заходи зниження техногенного впливу породних відвалів вугільних шахт на довкілля EcoLab. Том 2: монографія. Львів: ЛДУБЖД. 245 с.

184. Попович В. В. (2010). Дослідження едафотопів териконів у місцях горіння. *Науковий вісник НЛТУ України*. 20.4. С. 63-69.

185. Попович В. В. (2009). Характеристика осередків самозаймання породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового регіону. *Науковий вісник НЛТУ України*. 19.12. С. 77-82.

186. Попович В. В. (2014). Фітомеліорація згасаючих териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Львів: Вид-во ВР та НВД ЛДУБЖД. 174 с.

187. Попович В. В., Волощишин А. І. (2021). Аеротехногенне забруднення довкілля в зоні вуглевидобування. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. IV Міжнар. наук.-практ. конф.* (м. Львів, 26 березня 2021 року). С. 131-132.

188. Попович В. В., Волощишин А. І. (2018). Екологічна небезпека буровугільних відвалів. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. III Міжнар. наук.-практ. конф.*(м. Львів, 14 вересня 2018 року). С. 24.
189. Попович В. В., Волощишин А. І. (2018). Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. I Всеукр. наук. конф.* (м. Миколаїв, 21-22 вересня 2018 року). 2018. С. 86-87.
190. Попович В. В., Волощишин А. І. (2020). Забруднення водного басейну внаслідок гірничовидобувної діяльності як чинник зниження регіональної екологічної безпеки. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. II Всеукр.наук. конф.* (м. Миколаїв, 18-19 вересня 2020 року). С. 134-135.
191. Попович В. В., Волощишин А. І. (2018). Основні тенденції відновлення девастрованих ландшафтів гірничовидобування (світовий аспект). *Школа підземної розробки: Матер. XII Міжнар. наук.-практ. конф.* (м. Бердянськ, 4-8 вересня 2018 року). С. 73-74.
192. Попович В. В., Волощишин А. І. (2018). Фітомеліорація породних відвалів шахт у межах впливу Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 54. С. 377-394.
193. Попович В. В., Волощишин А. І. (2019). Хлориди та сульфати у підтериконових водах породних відвалів вугільних шахт. *Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: Матер. Міжнар. наук. -практ. конф.* (м. Львів, 4-5 квітня 2019 року). С. 216-217.
194. Попович В. В., Волощишин А. І., Попович Н. П. (2018). 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). С. 57-61.

195. Попович В. В., Попович Н. П., Волощизин А. І. (2019). Девастовані ландшафти та їх вплив на регіональну екологічну безпеку. *Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: збірник матеріалів IV Круглого столу* (м. Львів, 17 травня 2019 року). С. 72-76.

196. Попович В. В., Шуплат Т. І., Босак П. В. (2021). Природна фітомеліорація техногенних водойм у зоні впливу породних відвалів вугільних шахт. *XV міжнародна науково-практична конференція Українська школа гірничої інженерії* (06-10 вересня, Бердянськ, Україна) С. 41-42
<https://doi.org/10.33271/usme15.041>

197. Попович В. В. (2009). Вплив кліматичних умов на розвиток рослинності техногенних ландшафтів Малого Полісся у зимовий період. *Науковий вісник НЛТУ України*. 19(3). С. 37-42.

198. Попович В. В. (2015). Біоіндикація едафічних умов сміттєзвалищ за допомогою вивчення життєдіяльності дощових черв'яків. «Новітні досягнення біотехнології та нанофармакології»: тези доповідей III Міжнар. наук.-практ. конф. Вид-во «Мегапринт». С. 93-94.

199. Постанова Кабінету Міністрів України від 5 вересня 2018 р. № 715 «Про затвердження критеріїв, за якими оцінюється ступінь ризику від провадження господарської діяльності та визначається періодичність здійснення планових заходів державного нагляду (контролю) у сфері техногенної та пожежної безпеки Державною службою з надзвичайних ситуацій».

200. Розпорядження Кабінету Міністрів України «Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року» від 08.11.2017 № 820-р.

201. Снітинський В. В., Якобчук В. Ф. (2006). Грунтознавство з основами агрохімії та геоботаніки. Львів: Аверс. 312 с.
202. Соханьчак Р., Лобачевська О., Бешлей С. (2013). Сезонні зміни у пігментному комплексі моху *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. на вершині відвалу шахти “Надія”. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 62. С. 180-187.
203. Фурдичко О. І, Бойко А. Л. (2013). Екологічна безпека агропромислового виробництва: монографія. К.: ДІА. 416 с.
204. Штайн Б. В., Попович В. В., Карабин В. В. (2016). Моніторинг осередків горіння відвальних мас вугільних териконів на ПАТ «Львівська вугільна компанія». Звіт науково-дослідної роботи. № держреєстрації 0116U005546. Львів: ЛДУБЖД. 78 с.
205. Яцук О. М., Снітинський В. В. (2011). Особливості територіального розподілу важких металів у зоні впливу відвалу Червоноградської шахти. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. Гжицького*. 13, 2(2). 190-195.

ДОДАТКИ

Додаток А. Реалізація проекту ревіталізації терикона шахти «Надія»



хаб інновацій для міст
hub-synchro.space
+380 (95) 9190159

Цим листом підтверджуємо, що наукова команда "EcoMining" Львівського державного університету безпеки життєдіяльності у складі:

Василя ПОПОВИЧА,
Павла БОСАКА,
Тараса ШУПЛАТА,
Олега СТОКАЛЮКА,
Ірини КОЧМАР,
Катерини КОРОЛЬ,
Андрія ВОЛОЩИШИНА

є переможцем «Хакатону вугледобувних міст. Видобувай нові ідеї». На конкурсі від команди було представлено екологічний проєкт «Еколого-техногенна безпека та ревіталізація породного терикону шахти «Надія».

Хакатон організовано хабом інновацій для міст СИНХРО ПРОСТІР разом із Українським союзом промисловців та підприємців за підтримки Програми Розвитку ООН і у співпраці з Міністерством розвитку громад та територій України, Міністерством енергетики України, Міністерством з питань реінтеграції тимчасово окупованих територій України із метою створення рішень для м. Червоноград (Львівська область) і м. Мирноград (Донецька область).

Аліса Баньковська,

Засновниця та директорка
Хабу інновацій для міст "СИНХРО ПРОСТІР"



Додаток Б. Акт впровадження результатів дисертаційної роботи у практичну діяльність Відокремленого підрозділу «Червоноградське спецуправління з гасіння териконів та рекультивації земель» ДП «Львіввугілля»



В.о.технічного директора ДП «Львіввугілля» -
перший заступник генерального директора
Василь БОЙКО
32 « 31 » 2022

АКТ

впровадження результатів дисертаційних досліджень аспіранта кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності ВОЛОЩИШИНА Андрія Ігоровича на тематику природно-технічних геосистем Львівсько-Волинського вугільного басейну

Комісія у складі: заступника технічного директора з технологій і механізації – Олександра САФОНОВА; членів комісії – заступника технічного директора з протипожежного та протипожежного захисту Сергія РУДЕНКА; начальника ВП «Червоноградське спецуправління з гасіння териконів та рекультивації земель» Ігоря КУПРОВСЬКОГО, склала цей акт та стверджує, що результати дисертаційних досліджень та інженерно-технічні рішення Волощину А. І. впроваджені у практичну діяльність Відокремленого підрозділу «Червоноградське спецуправління з гасіння териконів та рекультивації земель» ДП «Львіввугілля». Зокрема, температурні поля поверхні породних відвалів та видовий склад природних фітомеліорантів враховуються під час технічного планування породних відвалів та біологічного етапу рекультивації. Аналіз вмісту небезпечних речовин у породі та підтериконних водах, дані про потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання використано в комплексній оцінці екологічної безпеки гірничодобувного регіону.

Голова комісії:

Заступник технічного директора
з технологій і механізації

Олександр САФОНОВ

Члени комісії:

Заступник технічного директора
з проти аварійного
та протипожежного захисту

Сергій РУДЕНКО

Начальник ВП «Червоноградське
спецуправління з гасіння териконів
та рекультивації земель»

Ігор КУПРОВСЬКИЙ

Додаток В. Протокол випробувань – визначення вмісту Cu і Zn в пробах едафотопу з поверхні породного відвалу «Надія»



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
Україна, 79010, м. Львів, вул. Пекарська 69, т. (032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 086/17 від 26.06.2017 р. про відповідність системи керування
вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідуюча лабораторією
ст.п.с. Абдул.н. Тетяна ЗАУЛЯК.
«24» 06 2022 р.

Протокол випробувань № 9/3 від 24.06.2022 р.

1. Об'єкт випробувань: Зразки:

- № 7.2
- № 1.2
- № 8.2
- № 4.2
- № 2.2

2. Замовник: ФО Волощанин А.І.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 23.06.2022 р.

4. Термін проведення випробувань: 23.06.2022 р. - 24.06.2022 р.

5. Умови дослідження під час проведення випробувань:

- температура повітря: +20°C
- вологість повітря: - 68%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань: -

- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115 М1 зав № 01-2015.11 (свідоцтво про калібрування № UA/37/ 210916/001412 від 16.09.2021 р.)

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів.

№ п/п	Назви показників, од. виміру	Вимірні величини					Метод визначення	Невизначеність вимірювань
		№7.2	№1.2	№8.2	№4.2	№2.2		
1.	Мідь, мг/дм ³	0.17	0.34	0.078	0.17	0.41	ISO 8288	U = 18 %
2.	Цинк, мг/дм ³	0,58	6,34	4,97	4,92	7,49	ISO 8288	U = 18 %

/ Відповідальний виконавець, с.п.с.

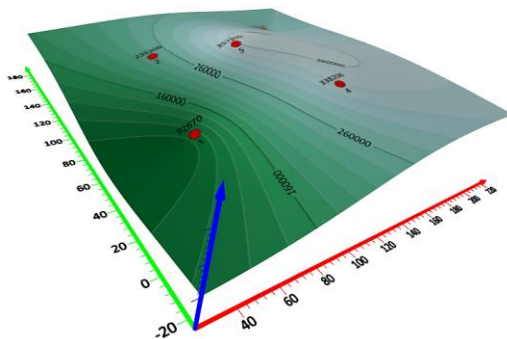
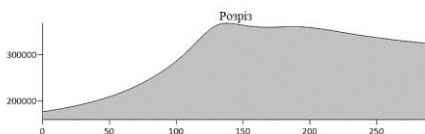
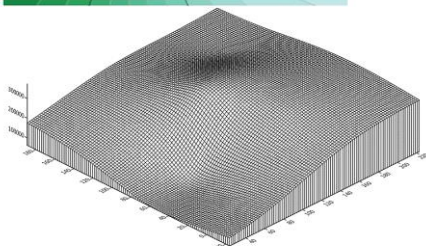
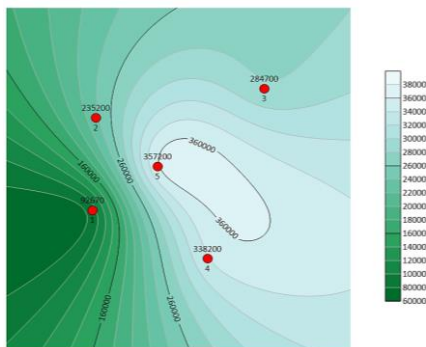
Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ

24.06.2022р.

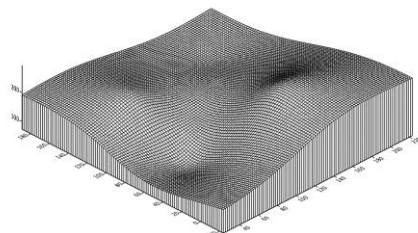
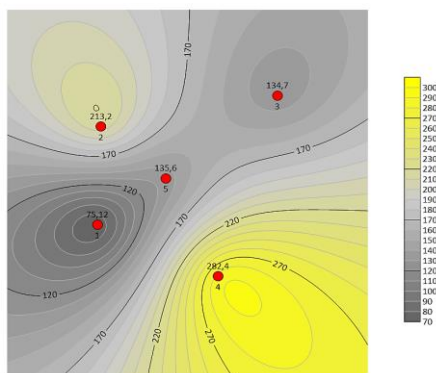
ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 9/3	сторінка 1/1

Додаток Г. Моделювання поширення хімічних елементів у горизонті 0-15 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового комплексу

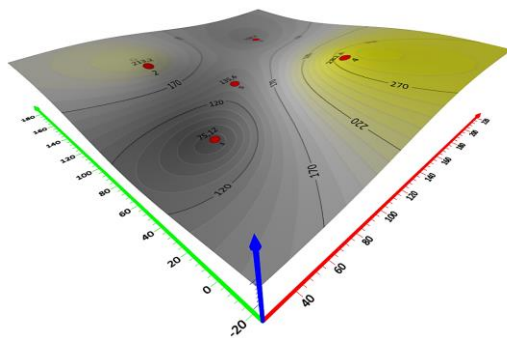
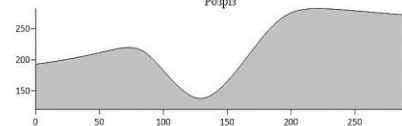
Al (горизонт 0-15 см)



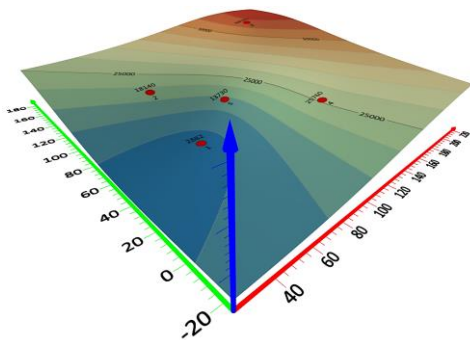
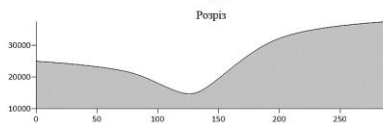
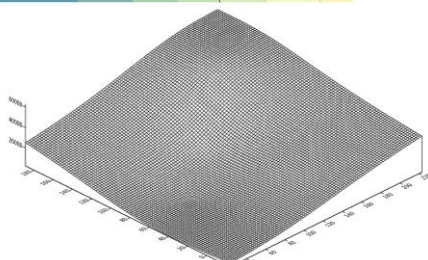
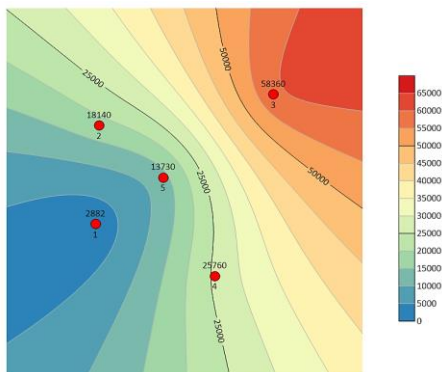
As-3V (горизонт 0-15 см)



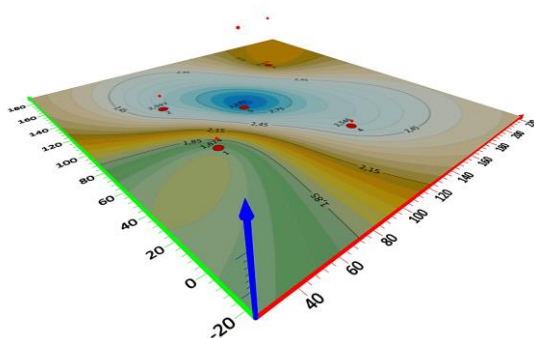
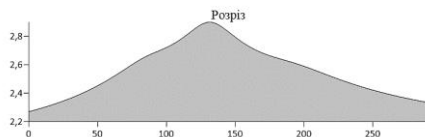
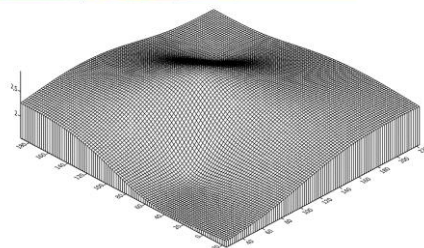
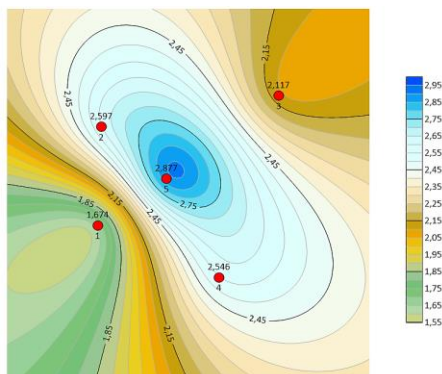
Розріз



Са (горизонт 0-15 см)

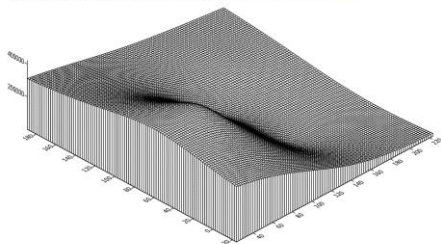
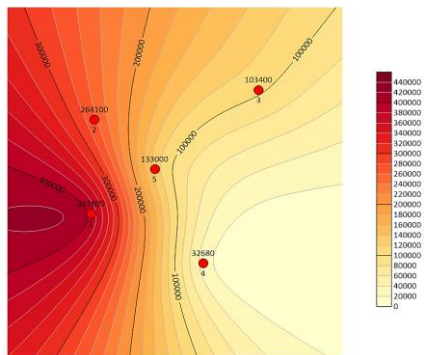


Cd-3V (горизонт 0-15 см)

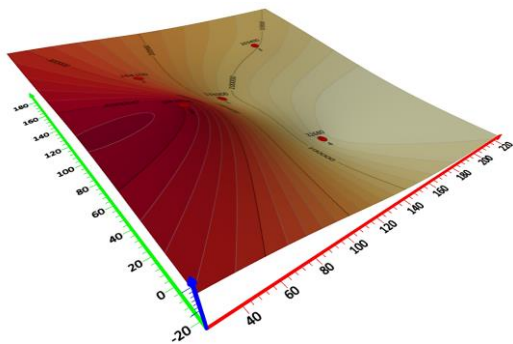
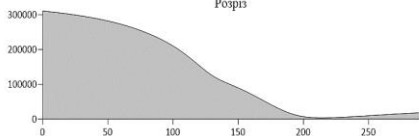


Додаток Д. Моделювання поширення хімічних елементів у горизонті 0-20 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового комплексу

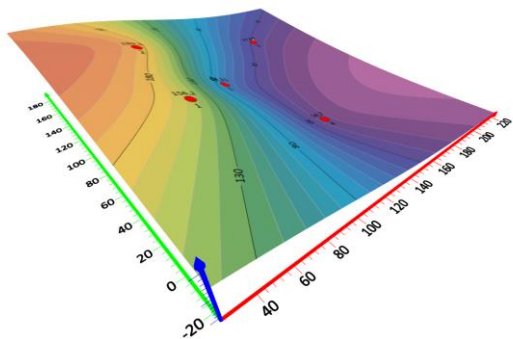
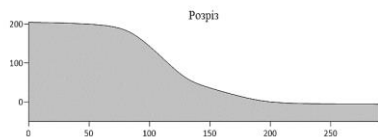
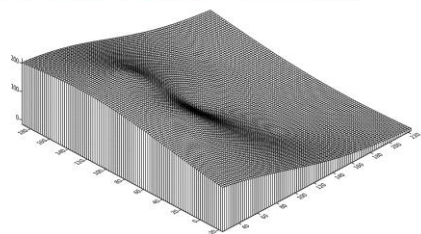
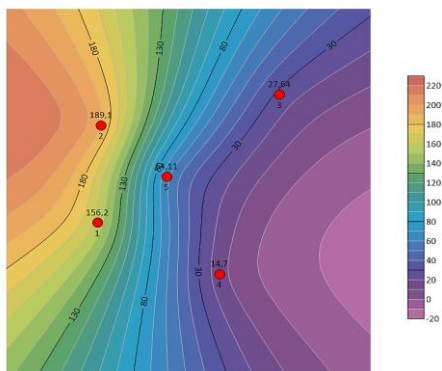
Al (горизонт 0-20 см)



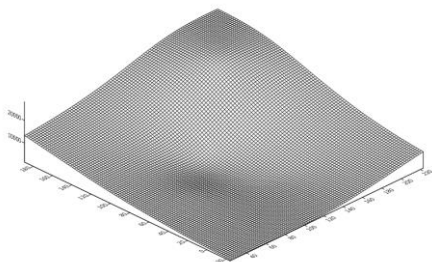
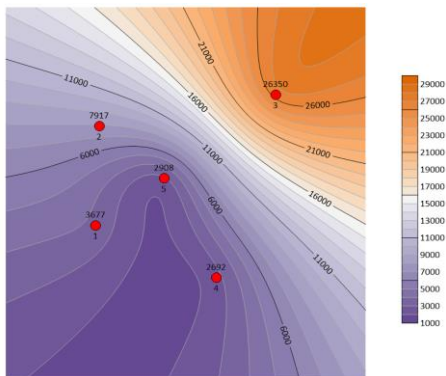
Розріз



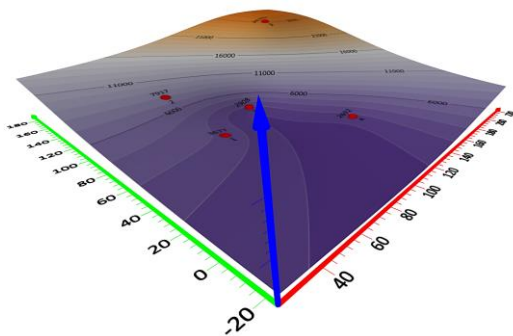
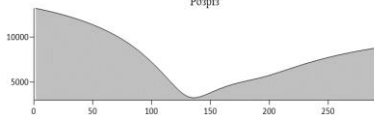
As-3V (горизонт 0-20 см)



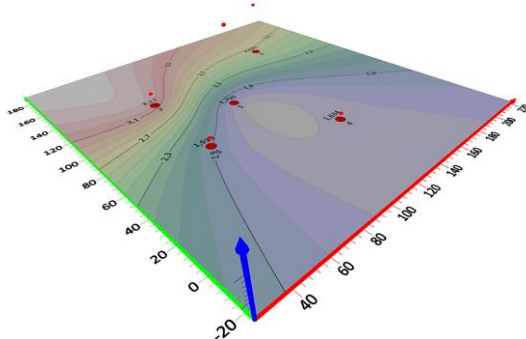
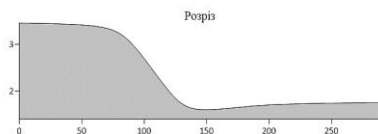
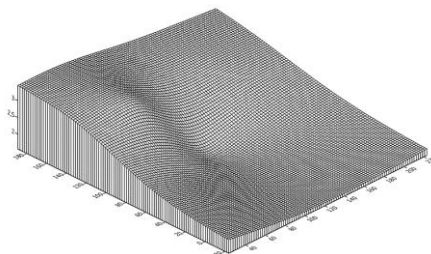
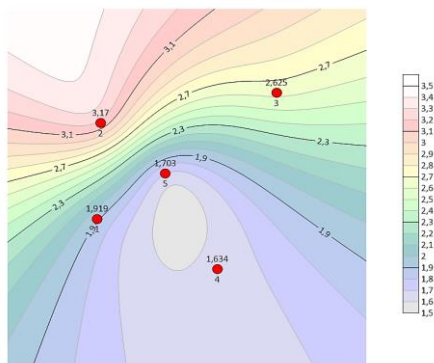
Са (горизонт 0-20 см)



Розріз



Cd-3V (горизонт 0-20 см)



Додаток Е. Терикон шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового комплексу (фотографії авторів)



Наукове видання

ВОЛОЩИШИН Андрій Ігорович
ПОПОВИЧ Василь Васильович
БОСАК Павло Володимирович

**ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ
ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ ЛЬВІВСЬКО-
ВОЛИНСЬКОГО ВУГІЛЬНОГО БАСЕЙНУ**
EcoLab. Том 3

Монографія

Літературний редактор	Галина Падик
Комп'ютерна верстка	Андрій Беседа
Друк	Назарій Петролюк
Відповідальний за виауск	Тетяна Войтович

Підписано до друку 28.02.2024 р.
Формат 60x84/16. Гарнітура Times New Roman.
Друк на різнографі. Папір офсетний. Ум. Друк. арк. 15,3

Друк ЛДУБЖД
79007, Україна, м. Львів, вул. Клепарівська, 35
Тел. /факс: (032) 233-32-40, 233-24-79
e-mail: ldubzh.lviv@dsns.gov.ua