

УПРАВЛІННЯ ТЕРИКОНАМИ:
аналітичне дослідження для підтримки
заходів спрямованих на справедливую
трансформацію вугільних регіонів

УПРАВЛІННЯ ТЕРИКОНАМИ: АНАЛІТИЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ДЛЯ ПІДТРИМКИ ЗАХОДІВ СПРЯМОВАНИХ НА СПРАВЕДЛИВУ ТРАНСФОРМАЦІЮ ВУГІЛЬНИХ РЕГІОНІВ

Виконали:

к.б.н., доцентка Колесникова Катерина,

к.б.н., доцентка Задорожна Галина

Зміст

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ТЕРИКОНІВ НА СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	8
РОЗДІЛ 2 ОГЛЯД ДІЮЧОГО ЗАКОНОДАВСТВА У СФЕРІ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ	16
РОЗДІЛ 3 ПРАКТИКА РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ ПІСЛЯ ВИДОБУТКУ КАМ'ЯНОГО ВУГІЛЛЯ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ. ПРИКЛАДИ УСПІШНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТЕРИКОНІВ У РІЗНИХ КРАЇНАХ	24
РОЗДІЛ 4 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТЕРИКОНІВ	33
РОЗДІЛ 5 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ВИКОРИСТАННЯ РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ТЕРИКОНІВ	37
5.1 Терикони – перспективні території для розвитку відновлювальної енергетики	37
5.2 Будівництво фундаментів промислових об'єктів	39
5.3 Туризм, рекреація та простір для біорізноманіття	40
5.4 Використання териконів для дослідження розвитку природних процесів	43
5.5 Використання відходів гірничодобувної промисловості як ресурсів для будівельних матеріалів	44
РОЗДІЛ 6 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ПРОВЕДЕННЯ МОНІТОРИНГОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗДІЙСНЕНИХ ЗАХОДІВ	46
ЗАКЛЮЧЕННЯ	50
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	53

186. Бешлей С.В. Екологічні властивості *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth та його середовищотворна роль на відвалах вугільних шахт (Червоноградський гірничопромисловий район). Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук 03.00.16 – екологія. Львів, 2016. 148. 66
209. Ковальчук М., Крошко Ю. Паспортизація породних відвалів вуглевидобувних територій – основа створення ГІС-системи та оцінки впливу на довкілля. Гірнича геологія та геоекологія, 2021. 1(2): 35–51. 67

ВСТУП

Сучасне суспільство досі певною мірою залежить від вугілля, а отже й від гірничодобувної діяльності. Проте вугілля з кожним роком все більше поступається по вартості відновлюваним джерелам енергії (Lazard's Levelized Cost of Energy Analysis—Version 16.0). У багатьох вугільних регіонах видобуток вугілля свого часу був двигуном розвитку та досі є значним джерелом надходжень до місцевих бюджетів, визначає наявність робочих місць та використовується для отримання електроенергії та опалення. Залежність від гірничодобувної інфраструктури особливо велика в менш економічно розвинених регіонах. Хоча більшість країн Європи все ще сильно залежить від видобутку вугілля та збільшення виробництва електроенергії (BGR, 2014; Euracoal, 2017; EY, 2014), в багатьох країнах Європи спостерігається тенденція до зменшення використання вугілля для виробництва електроенергії (EMBER, 2024) та поступової відмови від вугілля. Більше того, Європейський Зелений Курс закріплює ціль на перехід економіки до вуглецевої нейтральності до 2050 року. Україна зокрема задекларувала у Енергетичній стратегії до 2050 року про плани щодо відмови від вугілля в електрогенерації до 2035 року. Проте, незалежно від того чи продовжується видобуток вугілля, у процесі справедливої трансформації важливо здійснювати заходи спрямовані на покращення екологічної ситуації спричиненої видобутком та спалюванням вугілля, та відходами вугільної промисловості зокрема.

Видобуток вугілля вимагає виїмки розкривного матеріалу, який покриває вугільний пласт, що супроводжується значними економічними збитками та екологічними наслідками. Мова йде про матеріал, який необхідно видалити, щоб отримати доступ до цінних ресурсів (вугілля). Об'єм розкривного матеріалу може перевищувати об'єм видобутої корисної копалини на декілька порядків. У таких відомих країнах – виробниках вугілля, як Китай, відношення обсягу вугілля до розкривної породи коливається в межах 10-15 % в залежності від геологічних умов. З 2007 року видобуток вугілля створював близько 315 мільйонів тон відходів щорічно, причому 4,5 мільярда тон відходів зберігаються на 1700 звалищах, що охоплюють 15000 га землі (Haibin, Zhenling, 2010; Anawar et al., 2020). В Індії вивезення вугільної розкривної породи з 2020 по 2023 рік склало близько 7,5 мільярдів тон. У липні 2019 року Індонезія повідомила про видалення вугільної розкривної породи на рівні 96600 мільярдів кубічних метрів. Шахтні хвости та місця захоронення відходів видобутку вугілля із покинутих вугільних шахт широко поширені в таких країнах, як північна Мексика, захід Сполучених Штатів, тихоокеанське узбережжя Південної Америки, південний захід Іспанії, південно-східна Індія, Південна Африка та Австралія (Bashir et al., 2024). Відходи видобутку мінеральних ресурсів та подальшої переробки залишків є однією з найсерйозніших екологічних проблем і у Європейському союзі (Knoche et al., 2019).

Дефіцит землі для зберігання пустої породи, а також зростання населення, конкуруюча урбанізація та пов'язані з цим проблеми охорони навколишнього середовища вимагають розміщення постійно зростаючого об'єму пустої породи в обмеженому доступному просторі. В результаті утворюються терикони – штучні насипи порожньої гірської породи, які найчастіше мають конусоподібну форму. Терикони складаються з багатокомпонентних геоматеріалів, що виявляють значну анізотропію як щодо міцності, так і жорсткості. Вони піддаються впливу численних факторів навколишнього середовища протягом тривалого періоду часу і можуть зазнати серйозної деградації через структурні зміни (Lersow, 2001; Russ, 2012; Uhlig, 2014). Відбуваються аварії через нестабільність конструкцій їх схилів, що призводить до значної кількості смертельних випадків (McLean, Johnes, 2000). Прогнозування та запобігання таким проблемам має бути пріоритетом під час робіт з видобутку вугілля, але також і після закриття вугільних підприємств.

Іншими серйозною проблемою є те, що матеріали териконів часто містять високі концентрації потенційно токсичних матеріалів (Nguen et al., 2021; Azizi et al., 2022). Після підйому на земну поверхню відбуваються зміни їх морфологічних, фізичних і хімічних властивостей, що призводить до забруднення навколишнього середовища (Okewale, Grobler, 2023). Потенційно токсичні мікроелементи, які викидаються у високих концентраціях поблизу покинутих шахт, становлять довгострокову небезпеку для здоров'я, оскільки матеріали шахтних відходів проникають у довколишні ґрунти (Conde et al., 2008; Martin Peinado et al., 2015; Abreu et al., 2016; Martín-Moreno et al., 2016, 2018). Вони можуть забруднювати землю, підґрунтя та продовольчі культури, спричиняючи втрату біорізноманіття, становлячи серйозний ризик для здоров'я людини (Lee et al., 2009; Rodríguez et al., 2009; Fernández-Caliani et al., 2009; Conde et al., 2008) і, навіть, бути причиною смертельних захворювань людей через сільськогосподарські культури та воду (Lee et al., 2007).

Великою екологічною проблемою також є кислотний або лужний дренаж, він є наслідком взаємодії хімічних речовин матеріалу териконів з повітрям та атмосферними опадами. Дренаж просочується в навколишнє середовище і змінює хімічні характеристики ґрунтових та поверхневих вод у річкових басейнах (García, Ballesta, 2017; Knoche et al., 2019). Інші ймовірні екологічні наслідки пов'язані з втратою родючих земель, спустошенням і порушенням екосистем, викидами пилу та ерозії, забрудненням води, ґрунту та повітря.

Аналіз вищеописаних проблем дає зрозуміти, що розробка корисних копалин призводить до незворотних змін навколишнього середовища, які поширюються на суттєво більшу територію, ніж порушена площа, що робить необхідним розробку екологічно свідомого підходу до усунення наслідків видобутку вугілля та збереження природних ресурсів (Munnik et al., 2010; Снітинський та ін., 2023). Проблема відкриває простір для великої кількості наукових досліджень з рекультивації териконів та надання практичних рішень, що розвиваються з часом. На даний момент існує думка, що порушені гірничовидобувною промисловістю екосистеми можна не тільки відновити,

але в деяких випадках і покращити, якщо вони були трансформовані ще до процесу видобутку іншими антропогенними впливами. Після проведення етапу технічної рекультивації саме меліорація – це найбільш прийнятний спосіб попередження та усунення негативних явищ, спричинених деструкцією ландшафтів (Кучерявий, Попович, 2015; Tymchuk et al., 2021). Рослинність є найбільш значущим фактором нейтралізації забруднень серед усіх компонентів біосфери. Деревна та чагарникова рослинність має спроможність до стабілізації схилів. Зелені насадження беруть участь у формуванні клімату, поглинають токсини з ґрунту та повітря, мають архітектурно-естетичну та емоційно-психологічну цінність (Роровуш, 2024). Світовий досвід рекультивації показує, що притримуючись ідеї інтеграції природних суцесійних процесів у практику меліорації, залежно від прогресу розвитку екосистеми на меліорованих землях можна створити продуктивні і раціонально організовані елементи культурних ландшафтів від штучного лісонасадження, яке все ще потребує догляду та удобрення, до майже природної самопідтримуваної екосистеми з поєднанням порід дерев, що відновлюються, і структурою насаджень, відповідною навколишнім ландшафтам. Новий антропогенний тип ландшафту, трансформований в своїх геологічних особливостях, розглядають як постгірничий пейзаж. Виняткове значення має попередження негативних наслідків природно-територіальних комплексів та повернення землі у господарське використання. Пошук основних напрямків реалізації екологічного підходу до рекультивації териконів актуалізує дослідження суцесійних процесів на зовнішніх відвалах, можливостей меліорації, оцінки ефективності здійснених заходів рекультивації та раціональних ідей використання рекультивованих териконів.

Основний зміст роботи складається з шести розділів. На початку проведений аналіз впливу зовнішніх відвалів вугільної промисловості на стан навколишнього середовища, а саме повітря, ґрунти та ґрунтові води, а також на здоров'я населення регіону. Далі представлений стислий огляд документів діючого законодавства, що регламентують рекультивацію в Україні. Описаний процес рекультивації після видобутку кам'яного вугілля, надані приклади успішної рекультивації в різних країнах світу. Надані рекомендації щодо біологічної рекультивації, ефективність яких підтверджена науковими дослідженнями; описані приклади використання териконів після вдалої рекультивації. Останній розділ містить докладний опис процесу моніторингу ефективності рекультиваційних заходів.

РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ТЕРИКОНІВ НА СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Терикони являють собою відвали побічних продуктів гірничодобувних підприємств, що сформовані породної масою гірничих виробок. Відвали створюються при відкачуванні породи конвеєрними стрічками, вагонетками, що перекидаються, і найчастіше при цьому набувають конічної форми висотою від десятків до сотень метрів. Плоскі терикони утворюються при вивезенні породи самоскидами в яри та балки і утрамбовуванні матеріалу бульдозерами.

Потенційно породна маса може бути використана для виробництва алюмінію, кремнію і заліза, а також будівельних матеріалів. Збагачена порода є сировиною для отримання вугільного концентрату. Однак розробка продуктів гірничодобувних підприємств вимагає великих капіталовкладень (Adibee et al., 2013; Mohsen et al., 2019; Gupta et al., 2021).

Розміщення постійно зростаючого об'єму породних мас в обмеженому просторі призводить до серйозних екологічних наслідків для навколишнього середовища. (Schreck, 1998; Adibee et al., 2013; Wang et al., 2023; Gupta et al., 2021). Відвали гірської породи після видобутку вугілля не можна вважати інертними та нешкідливими матеріалами. Вони є потенційно токсичними як для здоров'я людей, так і для навколишнього середовища. Порода може містити потенційно небезпечні метали, а також органічні та неорганічні хімічні залишки від гірничих реагентів, які використовуються в процесах видобутку (Kwon et al., 2015; Root et al., 2015; Nguyen et al., 2021; Azizi et al., 2022). Порода часто є потенційним джерелом забруднення як на етапі експлуатації, так і назавжди після етапу консервації (Rodríguez et al., 2021; Buch et al., 2021). Ці ризики пов'язані з факторами навколишнього середовища, такими як температура, вітер та опади, та їхнім впливом на розсіювання забруднюючих речовин, дренажування кислотних порід, викидів пилу та поверхневого стоку, що має значний вплив на сільськогосподарські площі, здоров'я людей та екосистеми. Просторовий і часовий розподіл забруднюючих речовин значною мірою залежить від характеристик навколишнього середовища (температура, вологість, опади, вітер) і морфологічних і едафічних характеристик місця відвалу. Вода, ґрунти, вітер виступають як резервуари для забруднюючих речовин, як засіб їх транспортування та джерела повторного забруднення. За відповідних фізичних та хімічних умов вони можуть впливати на біоту та передавати забруднюючі елементи до харчового ланцюга шляхом біоаккумуляції (Cacciuttolo, Cano, 2022; Cacciuttolo et al., 2023).

Великий ризик для навколишнього середовища несе в собі зміна хімічного складу ґрунтів навколо відвалу (Soltani et al., 2017; da Silva et al., 2022; Rashed, 2010). Вміст важких металів може збільшуватися, змінюючи хімічну якість субстрату (вміст органічної речовини) і обмежуючи його використання живими істотами, такими як місцеві рослини, флора і фауна. Це, безсумнівно, впливає на нормальне функціонування екосистем, які знаходяться поблизу терикону, змінюючи здатність рослин здійснювати фотосинтез. При цьому деякі рослини більш-менш толерантні до високого вмісту важких металів (Lazo, Lazo, 2020).

Ще один важливий аспект стосується використання землі. Земля, на якій зберігаються відвали ніколи не повернеться до свого початкового стану з точки зору екологічної функціональності та екосистемних послуг (Benndorf, et al., 2021; Rodríguez-Luna et al., 2022; Cacciuttolo et al., 2023; Барабан та ін., 2023). Терикони охоплюють велику площу поверхні, яка в багатьох випадках досягає сотень гектарів. Це призводить до того, що багато видів місцевої флори та фауни, такі як рослини, дерева, хребетні та безхребетні тварини стають жертвами та залишаються похованими під відвалами видобувного виробництва.

Одним із впливів і ризиків, пов'язаних з повітрям, є утворення пилу. Цей ризик виникає через те, що розмір частинок відвалених розкритих порід робить їх схильними до вітрової ерозії, спричиняючи вплив на здоров'я людей у навколишніх громадах і пряму фізичну шкоду навколишньому середовищу (Zanetta-Colombo et al., 2022). Твердий матеріал переноситься по повітрю на відстані, які в деяких випадках можуть досягати кілометрів. Таким чином важкі метали, які можуть потрапляти в дихальні шляхи живих істот і біоакумулюватися в легенях через малі розміри (діаметр частинок 5,0,-1,0 мкм), викликають як гострі захворювання, так і хронічні (Cáceres et al., 2021).

Ще один аспект, про який мало згадується в літературі, пов'язаний із неприємним запахом, що виходить із свіжих відвалів. Сильні запахи органічних розчинників можуть відчувати оператори гірничодобувних робіт і населення сусідніх громад. Це викликає дискомфорт у людей, у деяких випадках спричиняє загальне та неспецифічне пригнічення центральної нервової системи, що призводить до головного болю, нудоти та блювання, запаморочення, нестабільності, слабкості, втрати свідомості та навіть смерті через пригнічення дихання (Cánovas et al., 2023; Mensah et al., 2023).

Зміни якості ґрунту, води та атмосфери, викликані наявністю важких металів в навколишньому середовищі внаслідок видобувної діяльності людини, спричиняють зміни в структурі та фізіології живих організмів і впливають на фізіологічний стан людей, які живуть і працюють у районах видобутку (Suppes, Heuss-Aßbichler, 2021; Ojeda-Pereira, Campos-Medina, 2021). Важкі метали потрапляють в харчові ланцюги, зберігаються в навколишньому середовищі, біоакумулюються та стають біомагніфікованими (концентрованими в організмі) (Custodio et al., 2020). Важкі метали можуть потрапляти в організм через шкіру, дихальну систему та з їжею. В печінці вони можуть піддаватися біотрансформації, утворювати додаткові полярні сполуки та перетворюватися на більш активні сполуки (що призводить до мутагенезу та канцерогенезу), або менш активні

сполуки (Trifi et al., 2018). Вплив високих концентрацій важких металів у повітрі, ґрунті, воді чи їжі може призвести до аутоімунних захворювань, алергії, репродуктивних захворювань (порушення функції жовтого тіла яєчника, яке готує слизову оболонку матки до імплантації заплідненої яйцеклітини), серцево-судинних розладів, раку легенів (Paquet et al., 2019; Queiroz et al., 2020; Cacciuttolo et al., 2023).

Важкі метали накопичуються в жировій тканині, кістках, волоссі, печінці, нирках і мозку, що впливає на біохімічні та гормональні процеси, такі як метаболізм, проліферація клітин і фертильність (Petrean I et al., 2023). Румунські вчені дослідили, що біля породних відвалів можуть бути підвищені концентрації Pb, Se, Hg, As і Cr. Їх накопичення може викликати токсичні ефекти в організмі та призвести до смерті. Pb і Cd є нефротоксичними елементами, найбільше акумулюються вони в корковій речовині нирок. Вплив Pb у дітей має незворотню дію на неврологічні функції, тоді як хронічний вплив у дорослих викликає високий кров'яний тиск, пошкодження серцево-судинної системи, нейротоксичність і розвиток раку (Petrean et al., 2023). Побічні ефекти від прийому As включають нудоту, блювання, біль у животі, профузну криваву діарею, проблеми, пов'язані з нирками, печінкою та шкірою, а також рак простати (García-Giménez, Jiménez-Ballesta, 2019). Кадмій, навіть більше, ніж інші важкі метали, токсичний у дуже низьких концентраціях для здоров'я рослин, людей і тварин. У людей він викликає серйозні захворювання, якщо потрапляє в організм через харчовий ланцюг, наприклад, високий кров'яний тиск і канцерогенні захворювання (Thisani et al., 2020). Хронічний вплив Cd може спричинити пошкодження нирок, печінки, кісткової та серцево-судинної систем, а також втрату зору та слуху, розвиток злоякісних пухлин у легенях, молочних залозах, простаті, підшлунковій залозі, сечовому міхурі та носоглотці. Важкі метали порушують метаболізм Zn, що призводить до дефіциту Zn, який може порушити функцію гіпофіза, щитовидної залози та надниркових залоз, яєчників і яєчок, тим самим знижуючи фертильність (Cáceres et al., 2021; Cacciuttolo et al., 2023).

Фауна, особливо ссавці, значно постраждають, зазнаючи фізіологічних змін через збільшення накопичення важких металів у таких органах, як печінка та нирки (Miguel et al., 2022; Penrose et al., 2022).

Важкі метали в харчових продуктах, таких як овочі, є ще одним засобом негативного впливу на здоров'я людини. У випадку культивованих харчових продуктів поглинання металів корінням визначається вмістом металу в ґрунті, рН, типом ґрунту та вмістом в ньому органічної речовини, здатністю до катіонного обміну, а також видом і генотипом рослини. Поглинання важких металів людьми через харчовий ланцюг може змінити біохімічні процеси та викликати токсичність у багатьох органах тіла (Liu et al., 2005). Негайними наслідками є зменшення в організмі таких поживних речовин, як вітамін С і Fe, що значно впливає на імунітет, а з часом збільшує ризик раку (Liang et al., 2017). Подібним чином споживання продуктів тваринництва, таких як м'ясо, молоко та яйця, може бути шкідливо, коли тварин годують їжею з культур, які містять біоаккумулятивні важкі метали (Chirinos-Peinado et al., 2022). Кукурудза, яка найчастіше

використовується для годування тварин, має високий рівень важких металів, якщо її висаджували поблизу хвостосховищ (Chirinos-Peinado et al., 2022; Cacciuttolo et al., 2023).

Терикони складаються з матеріалів з великим розмаїттям хімічних елементів через їх мінералогію та схильні до змін через протікання хімічних реакцій (наприклад гідроліз, окислення та вилугування) з речовинами, що надходять з навколишнього середовища (Dold, 2014). Говорячи про це явище треба враховувати величезну кількість мінералів, які переробляються у гірничодобувних родовищах, і величезну кількість хімічних реагентів, які в кінцевому підсумку використовуються в процесі (Cacciuttolo, Cano, 2023). Ці речовини розсіюються вітрами та окислюються повітрям і атмосферною водою. Більшість процесів окислення, які відбуваються в природному середовищі, включають одночасну модифікацію кислотно-лужного стану системи, загалом підвищуючи її кислотність (Thisani et al., 2020). Відходи добути вугілля зазвичай вміщують пірит (FeS_2 : дисульфід заліза). У природі сульфід залишається під землею за відсутності кисню, і лише невелика частина цих покладів виходить на поверхню. Пірит, який потрапляє в атмосферу під час розкопок і процесів видобутку, реагує з киснем і водою з утворенням сульфатів, які призводять до підвищення кислотності середовища (Cacciuttolo et al., 2023).

Дренаж кислих порід – це вода з високим рівнем кислотності та високим вмістом металів у розчині (Dold, 2013). З усіх забруднювачів водотоків кислотний дренаж є, одним із найсерйозніших через його характер, масштаби та труднощі усунення (Dold, 2014; Cacciuttolo et al., 2023). Річки та водоносні горизонти, які постраждали від цього типу забруднення, характеризуються кислотністю, високим вмістом сульфатів і важких металів у їхніх водах, а також вмістом металів у їхніх осадах (Dold, 2008). Дренаж кислотних порід у навколишньому середовищі в свою чергу призводить до розчинення важких металів у воді (Dold, 2014; Diaby, Dold, 2014). У водному середовищі важкі метали можуть бути дуже токсичними для водної флори і фауни та людської популяції через їхню стійкість, токсичність, нерозкладність, біоаккумуляцію та біомагніфікацію в харчовому ланцюзі (Jia, 2018; Salcedo Sánchez et al., 2022). Важкі метали можуть потрапляти в організм людини оральним, інгаляційним та шкірним контактними шляхами (Pradit et al., 2022). Вплив високих доз важких металів може спричинити ускладнення в організмі людини, такі як нудота, блювання, діарея, ниркова недостатність, неврологічні зміни, хвороба Альцгеймера, серцево-судинні захворювання та рак (Balali-Mood et al., 2021). До того ж утворення кислої води, що відбувається внаслідок хімічного окислення сульфідів, яке у багатьох випадках прискорюється дією бактерій (Hudson-Edwards, Dold, 2015). Основними залученими елементами є реакційноздатні сульфідиди, присутні у відвалах, кисень, вода (пара або рідина) і каталізатор для бактерій (Pooler, Dold, 2017; Cacciuttolo et al., 2023).

Різні мінерали мають різні рівні розчинності (Nyssen, Vermeersch 2010). Сульфідні мінерали можуть підвищити кислотність ґрунту, тоді як карбонатні мінерали діють як буфер, таким чином уповільнюючи кислотність (Rivas-Pérez et al., 2016; Schreck, 1998). Дослідження показали низький рівень pH до 2,5 (Schreck 1998), який може прискорити

мінеральну деградацію ґрунту. Rivas-Pérez та ін. (2016) представили результати 20-річного дослідження хімічних характеристик залісненого відвалу вугільної шахти та показали, що кислотність ґрунту та ґрунтових вод може суттєво коливатися з часом. Вони помітили, що рН ґрунтових вод зазвичай повільно знижувався з часом, однак у деяких випадках рівень кислотності залишався незмінним протягом 20-річного періоду. Підкислення ґрунтових вод може призвести до розчинення карбонатів і глинистих мінералів, що призведе до зміни гідромеханічних властивостей ґрунту (наприклад, пористості, проникності та когезії). Зрештою, така подія може вплинути на стабільність схилів.

Стабільність схилів – є однією з найбільших проблем впливу відходів від добути вугілля виробництва на навколишнє середовище. Після вивантаження породи на поверхню відвалу вона скочується вниз по схилах, в результаті чого порода розділяється за агрегатним складом (Чоботко, 2022а). Основу відвалу утворюють пласти гірських порід, що складаються з великих агрегатів, які мають суттєвий міжагрегатний простір, що сприяє безперешкодному доступу повітря до відвалу (Чоботко, 2022б). Навпаки, значна щільність на висоті понад 40 м створює осередок горіння за рахунок інтенсивного надходження повітря з пористої основи відвалу та провокує його рух до вершини на відстань від основи (до 10 м) (Carras, Leventhal, 2000). Відходи вугільної промисловості містять різноманітні матеріали, включаючи камінь, сланці, глину та вугілля. Одним із найбільш значних ризиків, пов'язаних із вугільними відходами, є можливість самозаймання – процесу, під час якого утворюється тепло, яке запалює терікон без зовнішнього джерела тепла. Основні процеси, що призводять до самозаймання є складними і можуть включати комбінацію хімічних, фізичних і біологічних факторів. Спонтанне займання відвалів виробляє тепло і газу, які можуть бути токсичними, горючими і потенційно вибухонебезпечними (Chobotko, 2023).

Небезпечні та шкідливі геохімічні прояви в породних відвалах викликані окислювальними термічними реакціями піриту та сірчистого ангідриду (Petlovanı, 2019). При проникненні вологи та підвищеній температурі навколишнього середовища можливе самозаймання гірських порід, що призводить до займання парів сірки або утворення зон сірчаної кислоти (Saik, 2017; Petlovanı, 2019; Петльованій, 2019). Процеси самозаймання і горіння гірських порід супроводжуються виділенням і перетворенням сірки, яка є основним горючим елементом. Основні ефекти горіння відвалів виявляються у забрудненні джерел води, повітря, ґрунту твердими, рідкими, пиловими і газоподібними відходами (Хорольський, 2021). Через горіння породних відвалів щорічно в атмосферу попадає понад 500 тис. тонн шкідливих речовин. За даними І. І. Chobotko (2023) в Україні 1500 породних відвалів, а займана площа відвалів становить близько 165 тис. га, що складає 4% території України (Хорольський, 2021; Chobotko, 2023).

Інтенсивність або схильність до самозаймання змінюється і залежить від ступеня метаморфізму та подрібнення вугілля, його вологості та температури навколишнього середовища, а також тривалості часу зберігання порожньої маси у відвалі (Грін'юв,

Хорольський, 2020). Потік повітря в породний відвал зумовлений багатьма факторами, включаючи структуру відвалу, гранулометричний склад маси відходів, щільність, висоту відвалу, напрямок вітру, опади, сезонні коливання температури навколишнього середовища, деформацію та усадку частинок породи безпосередньо у відвалі (Chobotko, 2023; Кочмар, Карабин, 2022).

Процесам самозаймання териконів сприяє посушлива та спекотна погода, тому самозаймання у таких країнах, як Австралія та Південна Африка є поширеним явищем (Carras, Leventhal, 2000). Відносно низький вміст вугілля та більш прохолодний клімат у європейській буровугільній промисловості загалом не сприяють процесам самозаймання. Проте в літературі повідомляється про низку таких випадків у Європі (Hajra et al., 2009; Nyssen, Vermeersch, 2010). Горіння є однією з причин виникнення нестабільності шахтних відвалів.

Нестабільність схилів териконів є великою проблемою безпеки. На відвалах пустої породи виникають великі переміщення, що призводить до серйозних перерв у виробничих операціях і обумовлює потенційні катастрофічні екологічні та соціальні наслідки. Зусилля науковців спрямовані на розробку вимог безпеки як за поточних, так і за проектних умов (Mohsen et al., 2019; Gupta et al., 2021). Довгострокова стабільність схилів має велике значення для забезпечення безпечних та стійких процесів консервації та рекультивації. Існує велика кількість досліджень, щодо визначення як короткострокової, так і довгострокової стабільності відвалів, для чого оцінюють фізичні та механічні характеристики відвалів. Також у сучасній науковій літературі жваво обговорюється переваги та недоліки методів аналізу стійкості схилів відвалів, типові механізми руйнування териконів та історії випадків значної нестабільності териконів (Wichter, 2007; Nolan, Kecojevic, 2014; Zevgolis, 2018; Mohsen et al., 2019; Gupta et al., 2021).

Розкривний матеріал розрізняється за геологічним віком, глибиною залягання, домінуючими групами мінералів, вмістом органічної речовини, агрегатною структурою та гранулометричним складом (співвідношенням глини і піску), рівнем рН, реакційною здатністю до вивітрювання. Процеси ерозії та вивітрювання залежать від кількох параметрів, таких як кут нахилу відвалу, наявність або відсутність рослинності на схилах та мінералогічним складом ґрунту терикона в поєднанні з режимом поверхневих і ґрунтових вод.

Фізичні і інженерні властивості породних відвалів, що складають терикони, вказують на мінливість та анізотропну природу відпрацьованих матеріалів (Świtoniak et al., 2012). Неоднорідність фізичних, хімічних та структурних властивостей породних відвалів є суттєво більшою, ніж відома неоднорідність типового ґрунтового матеріалу (Задорожна, 2016, 2017; Жуков, Задорожная, 2016; Zadorozhnaya et al., 2018; Zadorozhnaya, Andrusevych, 2021), що притаманна місцевості видобутку. Підвищена мінливість властивостей пов'язана з низкою факторів, які впливають на утворення відвалу, такими як спосіб транспортування та відсипання. Нерівномірне ущільнення під

час розміщення породних відвалів призводять до додаткових складнощів і невизначеності щодо поведінки породних відвалів (Zevgolis, 2018).

В більшості, відвали після відсипання складаються з пухких шматків гірських порід, піску, мулу та частинок глини, але їх фізичні, гідравлічні та механічні властивості змінюються з часом, головним чином через зміни навантаження, геометрію схилу, інтенсивність інфільтрації дощів і процесу вивітрювання гірської породи, вібрацію та землетруси, а також рівень інтенсивності зусиль щодо рекультивації після видобутку (Greenwood et al., 2004; Wichter, 2007). Важливо також відзначити, що стійкість як зовнішнього, так і внутрішнього відвалів залежить від геотехнічних характеристик фундаменту терикона, а в випадку плоских відвалів – від геотехнічних характеристик котловану, в який була відсипана порода (Steiakakis et al. 2009).

Руйнування відвалів зазвичай відбуваються після періодів сильних опадів (Rahimi et al., 2010; Song, 2015). При насиченні вологою відбувається ослаблення чутливого до вологи матеріалу в основі схилу і подальшого розтріскування насипного відвалу внаслідок рухів осідання та ущільнення. Важливе значення мають залишкові рівні міцності на зсув, що характеризують стабільність породного відвалу (Mohsen et al., 2019). Нерівномірні та іноді невідомі процеси осадження залежать від здатності породи до інфільтрації та фільтрації. Механізми дренажу у відвалах впливають на просочування води і, отже, на ефективний розподіл напруги, що є дуже важливим при розгляді стабільності. Ускладнюють оцінку дренажних характеристик неоднорідність матеріалів і наявність непроникних шарів у відвалах. У деяких звітах згадується наявність дренажних отворів у породних відвалах, однак не описані конкретні стандарти для конструкції дренажу (Mohsen et al., 2019). Крім того, велике значення мають гідравлічні властивості пласта під відвалами (Steiakakis et al. 2009). В нижніх частинах відвалів біля основи фундаменту породи часто ослаблені через високі рівні зсувних деформацій, що відбуваються ще під час будівництва. Внаслідок сильних опадів відбувається підвищення надмірного порового тиску всередині, або під відвалами. Це може стати причиною прогресуючого руйнування схилу починаючи з підшви та поширюючись до гребеня. Руйнування часто спричинено постійним насиченням породного відвалу через сезонні опади та інфільтрацією води всередині породного відвалу (Wei, Cheng, 2010). Специфікація вимог до дренажу в межах породних відвалів може сприятливо вплинути на стабільність терикона (Mohsen et al., 2019). Геометрія породних відвалів також може відігравати важливу роль у здатності схилу до руйнування (Wang et al., 2019). Роль кута нахилу дослідникам зрозуміла, однак вплив висоти по відношенню до кута нахилу на схильність до руйнування та механізми нестабільності чітко не визначені.

Вчені розглядають різноманітні методи моделювання, такі як модель граничної рівноваги для породних відвалів, засновану на двоклиновому плоскому ковзаючому механізмі руйнування (Nguyen et al., 1984), чи модель кінцевих елементів для імітації поступового руйнування відвалу, що бере до уваги різні передові моделі, які можуть адекватно охопити комплекс особливості поведінки конкретного матеріалу (Richards et al., 1981, Adachi, Oka, 1982; Yin et al. 2002; Dafalias, Taiebat, 2014; Martindale et al., 2013;

Rezania et al. 2018; Sivasithamparam et al., 2015). Конститутивні моделі, що були б адаптовані до рудників, в літературі не зустрічаються (Mohsen at al., 2019). Розробка спеціалізованих моделей для відвалів може покращити прогнозування продуктивності відвалу та забезпечити більш досконалі та економічно ефективні проекти схилів (Mohsen at al., 2019). Іншим важливим напрямком досліджень є розробка сполучених гідромеханічних моделей де можна змодельовати фізико-хімічні процеси, пов'язані з відходами. Хоча в багатьох нещодавніх дослідженнях розглядалися деякі гідромеханічні процеси на схилах (Borja, White, 2010; Choo et al., 2016; Davies et al., 2014; Hu et al., 2011, 2018; Qi, Vanapalli, 2015; Wu et al., 2017), вони більше підходять для природних схилів. Для відвалів довгострокова стабільність має життєво важливе значення для доцільності відновлення та планів щодо рекультивації земель. Через високий рівень гетерогенності, пов'язаної з відвалами, в одному відвалі може виникнути більше ніж одна форма руйнування (Okagbue, 1984). Моделі стійкості схилів для ґрунтів повинні враховувати тривалі фізико-хімічні процеси, а також їхній вплив на гідромеханічні характеристики насичених і частково насичених ґрунтів. Крім того, моделі повинні враховувати умови навколишнього середовища, такі як цикли сухих і спекотних, вологих і холодних сезонів, а також те, як ці коливання можуть призвести до місцевих або глобальних руйнувань породних відвалів.

Таким чином, аналіз вітчизняної та світової наукової літератури з питання впливу териконів на навколишнє середовище дозволяє зробити наступні висновки. Породні відвали, з яких складаються терикони, мають високу гетерогенність та анізотропію своїх властивостей через різноманітність мінералогічного, механічного та агрегатного складу, технологічні відмінності при відсипанні та впливів, яким вони підлягають як в процесі створення, так і в подальшому існуванні. Через контакт з зовнішніми хімічними речовинами відбувається поступова трансформація матеріалу териконів, що часто супроводжується серйозним негативним впливом на навколишнє середовище. Найбільш розповсюджені з них це забруднення повітря, води та ґрунтів токсичними речовинами та зміна їх хімічного складу, утворення пилу, утворення кислотного дренажу, втрата стацій для живих організмів, самозаймання териконів та нестабільність схилів териконів.

Потенційно токсичні мікроелементи, які викидаються у високих концентраціях поблизу гірських розробок, становлять довгострокову небезпеку для здоров'я, оскільки ці матеріали шахтних відходів проникають у довколишні ґрунти, повітря та воду. Вони можуть забруднювати землю та продовольчі культури, спричиняючи втрату біорізноманіття, становлячи серйозний ризик для здоров'я людини і, навіть, спричинити смертельні захворювання людей через сільськогосподарські культури та воду.

РОЗДІЛ 2 ОГЛЯД ДІЮЧОГО ЗАКОНОДАВСТВА У СФЕРІ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ

Наразі рекультивація земель регламентується Земельним кодексом України (далі – ЗКУ), Законом України “Про охорону земель”, Законом України “Про державний контроль за використанням та охороною земель”, Законом України “Про охорону навколишнього природного середовища”, Законом України “Гірничий закон України” та іншими нормативно-правовими актами та розпорядчими документами.

Відповідно до статті 166 ЗКУ, рекультивація порушених земель – це комплекс організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель.

Відповідно до пункту 17 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, рекультивація порушених земель передбачає комплекс робіт, спрямованих на відновлення продуктивності та екологічної цінності порушених земель, а також поліпшення стану навколишнього природного середовища.

Відповідно до тієї ж статті ЗКУ та статті 52 ЗУ “Про охорону земель” підлягають рекультивації землі, які зазнали змін у структурі рельєфу, екологічному стані ґрунтів і материнських порід та у гідрологічному режимі внаслідок проведення гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт.

Відповідно до пункту 18 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, землями, порушеними під час виконання відкритих гірничих, геологорозвідувальних робіт, є різні види кар’єрних виїмок, природні виїмки, відвали внутрішні та зовнішні. Відповідно до пункту 19 тієї ж Постанови, землями, порушеними під час переробки корисних копалин, є платоподібні і платоподібні терасовані та гребенеподібні і конічні відвали. Відповідно до пункту 20 тієї ж Постанови, землями, порушеними під час підземних гірничих робіт, є провали, прогини, платоподібні і платоподібні терасовані та гребенеподібні і конічні відвали.

Відповідно до Положення про проектування внутрішнього відвалоутворення та складування відходів виробництва в залізрудних і флюсових кар’єрах (затверджено Наказом Міністерства промислової політики України 17.08.2004 N 412), відвал - це гірничо-технічна споруда, яка призначена для тимчасового або постійного розміщення розкритих порід, некондиційної мінеральної сировини.

<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1027-04#Text>

В свою чергу, відповідно до того ж Положення, некондиційна мінеральна сировина - мінеральна сировина, яка при існуючих технологіях не залучається до технологічного процесу, але в перспективі, при створенні ефективних технологій, може бути залучена до переробки. Важливо, що некондиційна мінеральна сировина, яка

складається в межах та за межами гірничого відводу, не належать до відходів виробництва гірничодобувних підприємств.

Відповідно до пункту 23 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, рекультивація порушених земель здійснюється за технічним і біологічним етапами.

Технічний етап рекультивації передбачає підготовку земель для їх подальшого використання і включає: зняття, складування і зберігання родючого шару ґрунту; селективне (пошарове) формування відвалів, гірничопланувальні роботи з вирівнювання поверхні порушених земель, виположування (вирівнювання) відкосів відвалів і виїмок; покриття поверхні рекультивації родючим шаром ґрунту або придатним для створення рекультивованого шару ґрунту; у разі потреби будівництво під'їзних шляхів; проведення у разі потреби протиерозійних, гідромеліоративних і культуртехнічних заходів.

Рекультивація за технічним етапом проводиться гірничими підприємствами, організаціями, які здійснюють видобуток корисних копалин, будівництво та експлуатацію об'єктів із застосуванням гірничих технологій (шахтами, рудниками, копальнями, кар'єрами, розрізами, збагачувальними фабриками тощо), виконують комплекс підготовчих та будівельних робіт з реалізації проектів будівництва.

Також важливим аспектом є те, що при проведенні гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт, пов'язаних з порушенням ґрунтового покриву, відокремлена ґрунтова маса підлягає зняттю, складуванню, збереженню та перенесенню на порушені або малопродуктивні земельні ділянки відповідно до робочих проектів землеустрою. При знятті ґрунтового покриву здійснюється пошарове зняття і роздільне складування верхнього, найбільш родючого шару ґрунту, та інших прошарків ґрунту відповідно до структури ґрунтового профілю, а також материнської породи. Об'єм ґрунтової маси, що підлягає зняттю і роздільному складуванню, визначається в робочих проектах землеустрою (відповідно до статті 52 ЗУ “Про охорону ґрунтів”).

Відповідно до пункту 2 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, робочі проекти землеустрою розробляються з метою здійснення заходів з рекультивації порушених земель, зняття та перенесення родючого шару ґрунту, консервації земель, поліпшення стану сільськогосподарських угідь і лісових земель, захисту земель від ерозії, підтоплення, заболочення, вторинного засолення, висушення, зсувів, ущільнення, закислення, забруднення промисловими та іншими відходами, радіоактивними та хімічними речовинами.

Відповідно до пункту 15 Постанови КМУ “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, метою розроблення робочих проектів землеустрою щодо рекультивації порушених земель є визначення основних проектних рішень, виконання яких забезпечує ефективне використання

рекультивованих ділянок, встановлення обсягів, технології та черговості виробництва відновлювальних робіт, визначення кошторисної вартості рекультивації.

Робочі проекти землеустрою розробляються суб'єктом господарювання, що є виконавцем робіт із землеустрою відповідно до Закону України “Про землеустрій”, згідно з договором про розроблення робочого проекту землеустрою, укладеним між замовником та розробником (пункту 2 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86).

Метою робочого проекту землеустрою щодо зняття та перенесення родючого шару ґрунту є визначення обсягів робіт із зняття, перенесення, зберігання родючого шару ґрунту, а у разі виконання землювання – також обсягів робіт з раціонального використання родючого шару ґрунту, що знімається або накопичився, розроблення технології і черговості виконання робіт, визначення витрат на їх виконання (пункт 26 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86).

Робочий проєкт має включати характеристику об'єкта (місце розташування, площа, кадастровий номер (за наявності), цільове призначення тощо), мету розроблення робочого проекту (визначення основних проектних рішень, що забезпечують ефективне використання рекультивованих ділянок), вихідні дані для здійснення рекультивації порушених земель (нормативно-правові акти, наукові, технічні та інші документи), результат виконаних робіт – робочий проєкт землеустрою щодо рекультивації порушених земель, в якому визначаються товщина і метод зняття родючого шару ґрунту, спосіб та місце зберігання знятого родючого шару, заходи щодо боротьби з ерозією ґрунту на рекультивованій ділянці, зміст робіт з технічної та біологічної рекультивації і умови їх виконання, орієнтовні строки проведення та завершення робіт з рекультивації земель, обсяги, технології та черговість виробництва відновлювальних робіт (повний перелік завдань наведено у пункті 15 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86).

Рекультивація земельних ділянок здійснюється шляхом пошарового нанесення на малопродуктивні земельні ділянки або ділянки без ґрунтового покриву знятої ґрунтової маси, а в разі потреби – і материнської породи в порядку, який забезпечує найбільшу продуктивність рекультивованих земель (відповідно до статті 52 ЗУ “Про охорону ґрунтів”).

Відповідно до статті 52 ЗУ “Про охорону ґрунтів” Роботи із зняття, складування, збереження та нанесення ґрунтової маси на порушені земельні ділянки здійснюються за рахунок фізичних та юридичних осіб, з ініціативи або вини яких порушено ґрунтовий покрив, а роботи з нанесення знятої ґрунтової маси на малопродуктивні землі здійснюються за бажанням власників або землекористувачів, у тому числі орендарів, цих земельних ділянок за їх рахунок.

Відповідно до пункту 23 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86, біологічний етап рекультивації включає заходи з відновлення продуктивності земель, які здійснюються після технічної рекультивації. Біологічна рекультивація включає комплекс агротехнічних та інших заходів з відновлення родючості ґрунтів, підвищення продуктивності сільськогосподарських і лісових угідь, освоєння водойм, відтворення флори і фауни, а також усунення негативних дій порушених земель на навколишнє природне середовище.

Рекультивація за біологічним етапом проводиться особами, діяльність яких призвела до порушення земель, або землевласниками чи землекористувачами, яким за згодою сторін такі особи передають (повертають) землю з проведеною рекультивацією за технічним етапом.

Відповідно до пункту 25 тієї ж Постанови, роботи біологічного етапу рекультивації проектується до виконання особами, діяльність яких призвела до порушення земель, або землевласниками чи землекористувачами, яким за згодою сторін такі особи передають родючий шар ґрунту, який розташований у тимчасових відвалах, після виконання технічної рекультивації, за рахунок коштів, передбачених кошторисом на виконання таких робіт.

Відповідно до статті 55 ЗКУ фінансування заходів щодо охорони земель і ґрунтів (в тому числі рекультивація земель) здійснюється за рахунок Державного бюджету України лише земель, порушених у період до 1990 року.

Об'єктами нанесення родючого шару ґрунту є малопродуктивні землі. Малопродуктивні землі на час виконання робіт із нанесення родючого шару ґрунту і до отримання першого врожаю переводяться в стан меліоративної підготовки, а після землювання повинні бути використані переважно під сільськогосподарські угіддя: ріллю, сіножаті та пасовища, багаторічні насадження (пункт 31 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86).

До малопродуктивних земель відносяться сільськогосподарські угіддя, ґрунти яких характеризуються негативними природними властивостями, низькою родючістю, а їх господарське використання за призначенням є економічно неефективним (п. 2 статті 171 ЗКУ).

Технологія нанесення родючого шару ґрунту повинна бути запроектована з розрахунку мінімального проходження транспортних і планувальних машин з метою мінімізації ущільнюючої дії їх на ґрунт (пункт 32 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86), а відповідно до пункту 33 тієї ж Постанови, родючий шар ґрунту повинен наноситися на малопродуктивні угіддя у теплий сухий період року.

Серед основних шляхів справедливої трансформації вугільних громад в контексті розв'язання екологічних проблем визначено комплексну рекультивацію земель та екологічне відновлення територій вугледобувних регіонів (Постанова КМУ “Про

схвалення Концепції Державної цільової програми справедливої трансформації вугільних регіонів України на період до 2030 року” від 22 вересня 2021 р. № 1024).

Державний контроль за використанням та охороною земель усіх категорій та форм власності здійснює центральний орган виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері земельних відносин (стаття 5 ЗУ “Про державний контроль за використанням та охороною земель”). Центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері земельних відносин, є Державна служба України з питань геодезії, картографії та кадастру (Держгеокадастр) (відповідно до Положення про Державну службу України з питань геодезії, картографії та кадастру, що затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 14 січня 2015 р. № 15).

Державний контроль за використанням та охороною земель також здійснюють виконавчі органи сільських, селищних, міських рад у межах повноважень, визначених законом, у разі прийняття відповідною радою рішення про здійснення такого контролю.

Державний контроль за дотриманням вимог законодавства України про охорону земель здійснює центральний орган виконавчої влади, який забезпечує реалізацію державної політики із здійснення державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього природного середовища, раціонального використання, відтворення і охорони природних ресурсів (стаття 5 ЗУ “Про державний контроль за використанням та охороною земель”). Центральним органом виконавчої влади, який забезпечує реалізацію державної політики із здійснення державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього природного середовища, раціонального використання, відтворення і охорони природних ресурсів є Державна екологічна інспекція України (Держекоінспекція) (відповідно до Положення про Державну екологічну інспекцію України, що затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 19 квітня 2017 р. № 275).

До повноважень центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері земельних відносин, в тому числі належить здійснення державного контролю за використанням та охороною земель у частині виконання умов зняття, збереження і використання родючого шару ґрунту під час проведення гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт, пов'язаних з порушенням ґрунтового покриву, своєчасного проведення рекультивації порушених земель в обсягах, передбачених робочим проектом землеустрою (стаття 6 ЗУ “Про державний контроль за використанням та охороною земель”).

Рекультивація за технічним етапом проводиться одночасно з виконанням гірничих, будівельних та інших робіт, які призвели до порушення земель, а у разі неможливості одночасного проведення - після завершення робіт у строки, встановлені землевласниками (пункт 23 Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження Правил розроблення робочих проектів землеустрою” від 2 лютого 2022 р. № 86).

Відповідно до статті 53.3 Адміністративного КУ зняття та перенесення ґрунтового покриву земельних ділянок з порушенням умов зняття, збереження і використання родючого шару ґрунту, визначених у документації із землеустрою, або за відсутності

такої документації (крім випадків, якщо відповідно до закону розроблення документації із землеустрою не вимагається) тягнуть за собою накладення штрафу на громадян від десяти до двадцяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян і на посадових осіб – від двадцяти до п'ятдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян.

Відповідно до статті 1 ЗУ “Про державний контроль за використанням та охороною земель”, непроведення рекультиваци порушених земель – це невиконання комплексу організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель відповідно до затвердженої документації із землеустрою. Відповідно до статті 54 АКУ непроведення рекультиваци порушених земель - тягне за собою накладення штрафу на громадян від п'яти до десяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян і на посадових осіб - від десяти до тридцяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян.

Відповідно до статті 55 АКУ Відхилення від затверджених в установленому порядку проектів землеустрою тягне за собою накладення штрафу на громадян від п'яти до двадцяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян і на посадових осіб - від п'ятнадцяти до тридцяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян.

Відповідно до статті 51 Закону України “Про охорону навколишнього природного середовища” (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text>), при проектуванні, розміщенні, будівництві, введенні в дію нових і реконструкції діючих підприємств, споруд та інших об'єктів, удосконаленні існуючих і впровадженні нових технологічних процесів та устаткування, а також в процесі експлуатації цих об'єктів **забезпечується екологічна безпека людей, раціональне використання природних ресурсів, додержання нормативів шкідливих впливів на навколишнє природне середовище.** При цьому повинні передбачатися вловлювання, утилізація, знешкодження шкідливих речовин або повна їх ліквідація, відновлення та видалення відходів, виконання інших вимог щодо охорони навколишнього природного середовища і здоров'я людей.

Проекти господарської та іншої діяльності повинні мати матеріали оцінки її впливу на навколишнє природне середовище і здоров'я людей.

Оцінка здійснюється з урахуванням вимог законодавства про охорону навколишнього природного середовища, екологічної ємності даної території, стану навколишнього природного середовища в місці, де планується розміщення об'єктів, екологічних прогнозів, перспектив соціально-економічного розвитку регіону, потужності та видів сукупного впливу шкідливих факторів та об'єктів на навколишнє природне середовище.

У статті 34 Закону України “Гірничий закон України” (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1127-14#Text>), визначено основні екологічні вимоги у сфері проведення гірничих робіт, серед яких слід відзначити:

- розташування виробничих підрозділів гірничого підприємства, складів корисних копалин і відвалів порід з урахуванням можливості проведення профілактичних заходів щодо запобігання їх самозайманню;

- впровадження передових технологій проведення гірничих робіт та очищення стічних вод і відпрацьованого повітря;
- раціональне використання мінеральних відходів породних відвалів (сховищ) для повторної переробки на основі широкого застосування новітніх технологій;
- організація санітарно-захисної зони між гірничим підприємством і жилими будівлями відповідно до законодавства;
- запобігання осіданню, підтопленню, заболочуванню, засоленню, висушенню та забрудненню відходами виробництва поверхні землі;
- запобігання несприятливому впливу водовідведення з гірничих виробок на рівень ґрунтових вод і поверхневі водні об'єкти;
- своєчасне проведення рекультивації земель;
- дотримання інших вимог, передбачених законодавством про охорону навколишнього природного середовища.

Відповідно до Наказу N 173 від 19.06.96 “Про затвердження Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів” (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>), розміри санітарно-захисних зон від майданчиків-накопичувачів промвідходів до сельбищної території визначаються видом, агрегатним станом і класом небезпеки відходів: для териконів і відвалів гірничодобувної промисловості, золошламових сумішей металургійних підприємств і об'єктів енергетики встановлюються розрахунковим методом, але не менше 300 м.

Варто уточнити, що в додатку 4 цього ж Наказу зазначено, що відповідно до санітарної класифікації підприємств, виробництв та споруд і розміри санітарно-захисних зон для них, недіючі породні відвали вугільних шахт (висотою менше 50 м), що не схильні до горіння, відносяться до III класу та санітарно-захисна зона має бути 300 м. Породні відвали вугільних шахт, що експлуатуються, недіючі породні відвали висотою більше 30 м, що піддаються горінню, недіючі породні відвали висотою більше 50 м, що не схильні до горіння, відносяться до II класу, санітарно-захисна зона має бути 500 м.

Важливо зазначити, що наразі в процесі набуття чинності Постанова КМУ від 23 липня 2024 р. № 848 “Про затвердження Порядку проведення моніторингу земель і ґрунтів”. Цей Порядок визначає механізм проведення моніторингу земель і ґрунтів з метою своєчасного виявлення зміни стану земель, забруднення і властивостей ґрунтів, оцінки здійснення заходів з охорони земель, збереження та відтворення родючості ґрунтів, попередження впливу негативних процесів і ліквідації наслідків такого впливу.

Зважаючи на все вищесказане, слід зауважити, що регламентуючі документи законодавства України в сфері рекультивації земель тримають в собі роз'яснення основних термінів і понять, що використовуються у галузі рекультивації, а саме «рекультивація порушених земель», «землі, порушені під час виконання відкритих гірничих, геологорозвідувальних робіт» та ін. Законодавство пояснює які саме землі підлягають рекультивації і з яких етапів складаються технічний і біологічний етап рекультивації, роз'яснює мету розробки робочого проекту землеустрою, його зміст та визначає виконавця проекту, за чий рахунок відбувається фінансування вищезазначених заходів.

Законодавство України також вимагає, щоб підприємства включали витрати на рекультивацію у вартість видобутку корисних копалин. Це є важливою частиною державної політики щодо екологічної відповідальності промисловості. Однак на практиці часто виникають труднощі з реалізацією цих вимог через недостатнє фінансування або недосконалість виконання.

Треба відмітити, що законодавство України в сфері рекультивації земель дозволяє говорити, про недосконалість існуючої на даний час системи нормативних актів окресленої галузі, а саме: існують підзаконні акти, які посиляються на ті, що вже втратили чинність і вимагають доопрацювання через застарілість.

Існуюче законодавство, хоча й вимагає проведення рекультивації, не завжди містить чіткі вимоги щодо конкретних технологічних методів і стандартів рекультивації. Це призводить до різного трактування вимог з боку підприємств та органів контролю, а також до застосування менш ефективних або дешевших методів рекультивації.

Існують труднощі з фінансуванням рекультиваційних заходів. Законодавство передбачає, що витрати на рекультивацію мають включатися у вартість видобутку, але часто ці витрати не виділяються належним чином, особливо у випадках, коли підприємство збанкрутувало або припинило свою діяльність. Відсутність гарантійного фонду для рекультиваційних робіт призводить до того, що відвали залишаються незавершеними, а місцеві бюджети не мають достатніх ресурсів для їхнього відновлення.

Законодавство щодо рекультивації іноді не враховує комплексний підхід до відновлення довкілля. Відвали часто розглядаються як окремі об'єкти, без належного врахування впливу на прилеглі екосистеми, водні ресурси та населення. Крім того, недостатньо уваги приділяється соціальним та економічним аспектам після рекультиваційного використання територій.

Прогалини в законодавстві України щодо рекультивації шахтних відвалів створюють виклики для ефективного відновлення порушених територій та збереження екологічної безпеки. Необхідно впроваджувати комплексні реформи, включаючи чіткіші вимоги, фінансові механізми та інноваційні підходи до рекультивації, а також посилення відповідальності за порушення екологічних норм.

РОЗДІЛ 3 ПРАКТИКА РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ ПІСЛЯ ВИДОБУТКУ КАМ'ЯНОГО ВУГІЛЛЯ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ. ПРИКЛАДИ УСПІШНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТЕРИКОНІВ У РІЗНИХ КРАЇНАХ

Рекультивация – це багаторівневий планово-перспективний процес, результати якого повинні відповідати інтересам громадськості в межах юридично зобов'язуючого кодексу видобутку та інших відповідних екологічних законів. Процес рекультивациі має технічну та біологічну складові. Ціллю першого з них є послаблення активності прояву екзогенних процесів та створення передумови для формування культурних геосистем. Проведення біологічної рекультивациі має на меті формування на порушених землях біологічно стабільних екосистем у довгостроковій перспективі.

Основною передумовою проведення рекультивациі є геомеханічна стійкість відвалів (Knoche et al., 2019). Найбільш вискоєфективним з точки зору поєднання економічного ефекту та стійкого покращення властивостей ґрунту є динамічне ущільнення поверхні за допомогою контрольованого високоенергетичного трамбування, техніки глибокого віброущільнення та вибухового стиску (Lersow, 2001; Russ, 2012; Uhlig, 2014; Knoche et al., 2019). Стосовно більш локалізованого явища провалів та просідання ґрунту в першу чергу потрібно забезпечення спостереження за земляними роботами, заповнення ідентифікованих колодязів або армування геотекстилем (Nichol, 1998). Існує широкий спектр методів, придатних для визначення місцезнаходження колодязів, а також методів аналізу ризиків просідання та регулярного моніторингу після закриття, як описано J. Zietek та ін. (2001), P. Sahu та R.D. Lokhande (2015) або E. F. Salmi та ін. (2017), а саме: емпіричні, напівемпіричні, дистанційне зондування, чисельні підходи та геофізичні 2D і 3D моделі.

Запобігання зсуву схилів є напрямком превентивної оцінки ризику і контролю рекультивациі. Пошук надійних методів оцінки факторів безпеки для схилів наведений в огляді M. Hawley та W.E.H. Cunniff (2017). Найбільш застосовним залишається метод загальної статичної граничної рівноваги (так званий метод зрізів), що поділяє масу ковзання на окремі блоки з паралельною поверхнею та силою тяжіння (Bishop, 1955). Також часто застосовуються більш спрощені методи, наприклад, побудування перевірених діаграм стабільності, заснованих на параметричних дослідженнях у польових умовах щодо конфігурації маси ковзання, одиничної ваги та міцності на зсув залучених матеріалів. Існують і більш складні розрахунки стійкості матеріалів і динамічні тривимірні моделі схилів, що імітують польові умови (Reyes, Parra, 2014; Triantafyllidis, 2015).

Матеріали териконів до утворення на них рослинного покриву дуже чутливі до водної ерозії. Для розвитку рослинності найкращим варіантом є ґрунт з верхнім шаром, багатим гумусом (Power et al., 1981; Haigh, 2000). Увігнутий дизайн схилу також сприяє ефективності рекультивациі (Martin-Moreno et al., 2013, 2018). Крім того, добре зарекомендувало себе структурування схилів терасами, горизонтальними та вертикальними дамбами в шаховому порядку, щоб опади могли проникати значною

мірою навіть після максимальної їх кількості (Sawatsky et al., 2000). Про недоцільність використання вирівняних форм рельєфу під час рекультивації пишуть і українські вчені (Іванов, Андрейчук, 2018). Іншими конструктивними особливостями є водозбірні канали та басейни, під'їзні дороги поблизу та берми всередині схилової системи, які спрямовують поверхневий стік у терикон (Knoche et al., 2019).

Крім технічних заходів – починаючи зі стабілізації нестабільних та ерозійних териконів і відвалів – обговорюються спеціальні аспекти екологічної інженерії (Knoche et al., 2019). Основним її завданням є інтеграція природних сукцесійних процесів у практику меліорації. Безумовно, найкращим орієнтиром для реабілітації є ландшафт до видобутку. Однак у більшості випадків просто неможливо відновити попередній стан системи через зміну екологічної ситуації, умов існування, вимог землекористування та суспільних потреб після видобутку. Таким чином, термін «відновлення» описує більш амбітну мету відновлення структури та функції екосистеми, як до порушення, – відтворення еталонних екосистем (Bradshaw, 1987; Seastedt et al., 2008; Doley, Audet, 2016; Knoche et al., 2019).

Головною проблемою рекультивації після видобутку кам'яного вугілля, є відновлення досить родючих ґрунтів, основні функції яких необхідні для сталого розвитку екосистеми. Зазвичай рекультивація шахти закінчується, коли досягнуто відновлення рослинності та екосистеми переходять у регулярне післявидобувне використання. Однак, з екологічної точки зору відновлення завершується, коли формується цілісна біологічна система (екосистема), в якій відбувається певний обмін речовиною та енергією, що здатна сама себе підтримувати.

Відновлення родючості ґрунту та встановлення основних функцій ґрунту є основою реабілітації землі та необхідною для сталого землекористування після видобутку корисних копалин. Підготовка ґрунту спрямована на базове покращення фізичних, хімічних і біологічних властивостей для сприяння відновленню рослинності. Чинні директиви країн ЄС передбачають, що терикони та відвали повинні бути покриті попередньо відібраним розкривним матеріалом з мінімальним ґрунтовим покривом геологічних субстратів від 1,0 до 2,0 метрів, що є достатнім для забезпечення необхідної кількості поживних речовин і води для підтримки належного росту біомаси та самопідтримуваного розвитку екосистеми (Haubold-Rosar, 2018). Проблемами цього етапу є недостатня доступність біологічно активного матеріалу верхнього шару ґрунту або інших родючих мінеральних субстратів, а також значна дрібномасштабна неоднорідність кінцевого ґрунтового покриву, що спричинена ущільненням важким гірничим обладнанням під час високомеханізованого видобування та відсипання розкривного матеріалу. Недостатня кількість матеріалу для створення родючого шару ґрунту на відвалах видобутку вугілля призводить до утворення територій з піщаними або суглинистими третичними покладами, що містять велику кількість сульфіду заліза та розсіяного вугілля. Через сильне підкислення ($\text{pH} < 2,5$) окисненням піриту або марказиту (FeS_2) та інтенсивне вивітрювання глинистих мінералів ці субстрати залишаються без рослинності – іноді навіть протягом десятиліть, утворюючи місячний ландшафт (Pietsch, 1996). В подібних випадках використовується метод вапнування ґрунту, який передбачає точні розрахунки потреб у вапні для кожної нанесеної на карту одиниці субстрату з урахуванням передбачуваного подальшого використання з різними вимогами рослин, які вирощуються, до хімічних властивостей ґрунту (Knoche et al., 2019).

Практичний досвід рекультивації і в Україні, і за кордоном показує, що молоді рекультиваційні ґрунти здебільшого мають дуже невелику кількість органічної речовини і незначну ґрунтову біологічну активність, унікальні властивості та набір лімітуючих факторів зростання, брак доступних для рослин мікроелементів, пов'язаний

із відсутнім біологічним обміном поживних речовин. (Жуков та ін., 2014, 2017). У разі сильного підкислення, забруднення важкими металами, або високого ущільнення такі ґрунти (ембріоземи) можуть залишатися без рослинності, іноді, навіть, протягом десятиліть (Pietsch, 1996; Huttel, Gerwin, 2004). Але і їх розвиток з часом буде відбуватися завдяки послідовним процесам природного відновлення рослинності, що лежать в основі високої динаміки ґрунту та педогенних процесів. На цьому етапі важливе значення має оцінка основних властивостей та родючості ґрунту. Це необхідно для визначення цільових значень ґрунту та передбачення очікуваних результатів землекористування, яких можна буде досягнути при належному землеустрої. При цьому треба відмітити, що динаміка молодих рекультиваційних ґрунтів на початковій стадії є досить високою і досить важко передбачити довгострокову поведінку екосистеми і, отже, остаточний успіх рекультивації.

Як еталонний набір властивостей, що необхідно оцінити при польовому дослідженні Dirk Knoche зі співавторами (2019) рекомендують наступні параметри: товщина верхнього ґрунтового горизонту, його колір, материнський матеріал ґрунту (основна порода), геологічний шар, гранулометричний склад, агрегатна структура, вміст гумусу та карбонату кальцію (CaCO_3), рН ґрунту (CaCl_2), ступінь ущільнення та цементації ґрунту та гідроморфологія. Такий набір діагностичних критеріїв дозволить визначити тип ґрунту відповідно запропонованої схеми класифікації ґрунтів згідно з FAO (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015). Для рутинного картографування ґрунту териконів та збільшення інформації про точки до середнього просторового значення автори рекомендують растрове сканування з геоприв'язкою за допомогою кернових пробовідбірників ґрунту, наприклад, так звана бурова штанга Rürckhauer діаметром 1,5 см і довжиною 100 см. Сітка польового картографування залежить від очікуваної неоднорідності ґрунту та має бути від 50 м x 50 м до 100 м x 100 м, у разі досить однорідного матеріалу покриття достатньо 200 м x 200 м.

Щоб отримати більш надійні рекомендації щодо екологічно обґрунтованого відновлення рослинності або комерційного сільськогосподарського та лісового використання земель, педологічний опис та інтерпретація повинні проводитись на основі камерального хімічного та фізичного аналізу ґрунту після польового опису ґрунтового розрізу. Важливо зосередитись на інтеграції параметрів ґрунту, що безпосередньо стосуються зростання рослинності (Sheoran et al., 2010). Таким чином, оцінка ґрунту повинна дозволити оцінити обмежувальні властивості (наприклад, доступність поживних речовин, зберігання води, ущільнення ґрунту) необроблених ґрунтів на ранній стадії розвитку екосистеми, а також довгостроковий потенціал зростання після поетапного розвитку екосистеми, наприклад, при оцінці потенційного кореневого простору для зрілих лісів (Loczy et al., 2007).

Існує кілька атрибутів екологічного процесу для вимірювання остаточного успіху відновлення, зокрема, схожість різноманіття та структури екосистеми порівняно з еталонними ділянками, що не зазнавали видобутку, самостійність розвитку екосистеми, наявність самовідновлюваних корінних видів і необхідних функціональних груп для довгострокової стабільності, інтеграції в навколишній ландшафт, стійкості до природних збурень та усунення потенційних загроз (SER, 2004). Таким чином, рекультивація відіграє ключову роль у мінімізації екологічного сліду від поточного та закритого видобутку та у досягненні сталого землекористування (Bradshaw, Chadwick, 1980). Описані випадки, коли існуюча якість землі до видобутку була досить несприятливою (наприклад, у випадку забрудненої землі) і заходи з рекультивації призвели до реозеленення і суттєвого покращення землекористування (Harrison, 2000).

Реабілітація землі та екосистем має на меті не лише відновлення порушеного ландшафту та безпечний доступ до землі, але й довготривалу охорону залишків

видобутку. Це означає усунення всіх ризиків для навколишнього середовища та здоров'я людей, спричинених колишньою зоною видобутку (наприклад, негативний вплив на ресурси підземних вод, викиди забруднюючих речовин, вітрова та водна ерозія). В пріоритеті завжди має бути добре збалансований компроміс між екологічними аспектами, соціально-економічними вимогами, заснованими на особливостях ландшафту, та історичному контексті – для покращення сприйняття громадськістю відновлення ландшафту, що має важливе значення для способу життя та добробуту людей (Frouz, 2014).

Рекультивация земель після видобутку корисних копалин є дорогою, потребує конкретної інформації про територію та має бути ретельно спланована та реалізована, тому вона часто обмежується невибагливими та самоорганізованими екосистемами, насамперед скромними піонерними лісами та луками або відкритими землями. Зазвичай такі ділянки перетворюють на рекреаційні або природоохоронні території. Численні вимоги до землі після видобутку часто суперечать одна одній, змінюються під час видобутку і, нарешті, дуже часто конфліктують (наприклад, виробництво і експлуатація біомаси проти збереження природи чи рекреаційного післявикористання). Але належна, перспективна (поступова) реабілітація за участю зацікавлених сторін може навіть покращити умови, які існували до видобутку, підвищити родючість та екологічну ємності угідь (Knoche et al., 2019).

Ключову роль у рекультивации шахтних земель в зоні помірного клімату Північної Америки та Європи має заліснення ділянок відвалів після видобутку вугілля (Katzur, Haubold-Rosar, 1996; Flicheva et al. 2000, Huttl, Weber, 2001; Holl, 2002; Knoche, 2005; Zipper et al., 2011, Pietrzykowski, 2015; Knoche, 2018). Перше заплановане та досить успішне відновлення лісів, наприклад, у районах добування вугілля в Чехії, Німеччині, Польщі відносяться до початку ХХ ст. Відновлення лісів стикається з багатьма проблемами, такими як необхідність відтворення складної форми рельєфу, що лежить в основі змін у структурі, складі та функціях екосистем, а також для відновлення типів ґрунтів, які в природних системах розвиваються повільно протягом тривалих періодів часу. З іншого боку, відновлення лісів на ділянках після видобутку приносить численні можливості, такі як відновлення відносно швидкого функціонування екосистеми ландшафту. Наприклад, відновлення лісів на ділянках після видобутку корисних копалин дозволяє фактично поглинати вуглець в екосистемі зі швидкістю, яка в кілька разів перевищує швидкість відновлення лісів на колишніх сільськогосподарських землях (Frouz, Vinduskova, 2018). Сучасна лісова меліорація має тенденцію до використання адаптованих до місцевості лісових систем – у гарному узгодженні з потенційною природною рослинністю регіону, таким чином уникаючи непристосованих до місцевості гібридних лісів і нестабільних монокультур (Knoche et al., 2019).

Після видобутку корисних копалин утворюється новий ландшафт, який в процесі самозаростання має несподівано високе багатство видів через контрастні ґрунти та екстремальні абіотичні фактори місця (Задорожна, Бець, 2011; Baranova et al. 2015; Lorenz, Landeck, 2017; Andrusevych, Zadorozhna, 2019). Цей антропогенний тип ландшафту демонструє високу динаміку розвитку, яка з часом стає все більш різноманітною (Antwi et al., 2014) і пропонує цінним аналогам природних біотопів унікальний шанс зберегти та розвинути важливі для збереження природи структури середовища існування – нову дику природу, відроджену випадково (Krzysztofik et al., 2012; Gremlica, 2014). Спонтанно створені ділянки мають більш високу частку видів, які заслуговують на охорону, ніж технічно рекультивовані землі відповідно до вимог використання людиною та дизайну (Tropiek et al., 2012). Наприклад, М. Šalek (2012) підкреслює важливість повної сукцесії особливо ранніх стадій відновлення рослинності для розвитку цінних пташиних угруповань, які є однією з найбільш вивчених

індикаторних груп для великомасштабного відновлення екосистеми. Виходячи з цієї точки зору, рекультивація післявиробних ділянок знаходиться в конфліктній ситуації зі збереженням біорізноманіття. Але інші результати показують, що поєднання рекультивованих і нереккультивованих ділянок є найкращою практикою для захисту видів (Hendrychova, Bogusch, 2016; Moradu et al., 2018). У будь-якому випадку збереження природи повинно завжди зосереджуватися на інтеграції своїх пріоритетних цілей у плани рекультивації вже на ранній стадії ландшафтного планування.

Рекультивація земель виникла в Європі у XVIII віці. Перші рекультиваційні заходи були впроваджені на території Рейнського буровугільного басейну в Німеччині (Гателяк, 2023). У XX столітті рекультивацією земель почали займатися в інших розвинутих країнах Європи і Америки (Войтович, 2015; Висоцкий, 2018).

Законодавча база для проведення рекультивації земель в цих країнах розроблялась в другій половині минулого століття, а саме в США – з 1939 року, в Англії – в 1951 році, в Німеччині – в 60-х – 70-х роках, у Франції і Чехії – у 80-х роках.

В Америці порушені землі відновлюють розробники корисних копалин. Фонди на відновлення землі створюються ще на початку видобувних робіт. Країни з невеликим земельним ресурсом (наприклад, Англія) віддають перевагу сільськогосподарській рекультивації, або лісової та сільськогосподарській (Німеччина). Активну роботу по відновленню порушених земель ведуть в Грузії та Естонії, де перевага віддається створенню ландшафтів, наближених до природних. В Австралії превалює лісова рекультивація, яка проводиться за довгостроковою програмою, прийнятою в 1986 році (Гателяк, 2023).

В нашій країні тема рекультивації дуже актуальна, адже загальна площа земель України, що піддаються негативному впливу через видобуток корисних копалин, оцінюється в понад 160 тисяч гектарів. Ці землі включають території, на яких здійснюється видобуток вугілля, руди, інших корисних копалин, а також супутні площі, зайняті відвалами, шламосховищами та іншими промисловими об'єктами.

В 1964 році 28 серпня була прийнята Постанова Ради Міністрів України "Про заходи по впорядкуванню використання і рекультивації земель відведених підприємствам, будовам, геологорозвідувальним організаціям", яка була спрямована на врегулювання питань, пов'язаних із використанням земель, які відводилися для промислових і будівельних потреб, а також на заходи з їхньої рекультивації після завершення експлуатації. Ця постанова стала важливим кроком у формуванні політики з охорони земельних ресурсів і відновлення порушених територій, що використовувалися для гірничовидобувної діяльності та інших індустриальних цілей.

Кам'яне вугілля в Україні здебільшого видобувається в декількох ключових вугільних басейнах:

- Донецький вугільний басейн (Донбас) – це найбільший і найважливіший вугільний басейн України. Він охоплює території Донецької, Луганської та частково Дніпропетровської і Харківської областей. Тут знаходяться найбільші шахти і підприємства з видобутку кам'яного вугілля. Основні міста видобутку - Донецьк, Луганськ, Горлівка, Макіївка, Павлоград.
- Львівсько-Волинський вугільний басейн – розташований на території Львівської та Волинської областей. Тут також активно ведеться видобуток кам'яного вугілля, хоча масштаби менші, ніж у Донбасу. Основні міста видобутку – Червоноград і Нововолинськ.
- Дніпровський буровугільний басейн - розташований на території Дніпропетровської та Кіровоградської областей. Хоча тут переважно видобувають буре вугілля, в деяких районах також зустрічаються поклади кам'яного вугілля.

Наукові дослідження з рекультивації земель в Україні розпочато наприкінці 50-х років минулого століття в Донецькій області науковцями Інституту лісівництва АН України. Багаторічна праця дослідників довела доцільність впровадження лісової рекультивації на териконах, а також відновлення родючості ґрунту за допомогою висіву одно- та багаторічних трав. Забудова житловими та промисловими комплексами териконів в Україні трапляється рідко. Вартість підготовки териконів до забудови велика через пожежну небезпеку, нестабільність та забруднення ґрунту. Вона виправдовує себе лише для об'єктів із специфічним призначенням (наприклад, склади чи промислові зони), де вимоги до умов довкілля нижче.

Вплив розробки корисних копалин, який є переважно негативним, сьогодні поступово усувається відповідно до чинного законодавства шляхом застосування результатів наукових досліджень і досвіду меліоративних рекультиваційних заходів. Приклади успішної рекультивації показують, що застосування принципів сталого розвитку, спрямованість на забезпечення балансу між соціальним, економічним та екологічним аспектами відновлення ландшафту надає місцевості нову цінність і можливість використання (Vablikova et al., 2014). Одним з них є випадок успішної рекультивації у вугільному родовищі Острава-Карвіна в північній частині Чеської Республіки, яка зазнавала впливу видобутку вугілля протягом майже 200 років. Ця територія та на кінець 1980-х рр. була серед найбільш спустошеною у Центральній Європі; внаслідок кар'єрного видобутку вугілля тут зникло до 116 сіл. В даній місцевості (райони Хомутов, Мост, Теплице та Усті-над-Лабем) було видобуто близько 4 мільярдів тон бурого вугілля. На цей регіон припадало понад 76% усього видобутку та виробництва вугілля в Чехії. Але наприкінці XX століття об'єм видобутку став знижуватися. У 2015 році чеський уряд схвалив часткове призупинення лімітів на видобуток через високий рівень безробіття в регіоні, який зростав разом зі зниженням видобутку. Питанням інтеграції антропологічно постраждалого регіону займається проект «Сталі форми Управління в антропологічно уражених районах» на факультеті навколишнього середовища Університету Яна Є. Пуркине в Усті-над-Лабем. Цей факультет займається питаннями відновлення ландшафту після видобутку вугілля, як з теоретичної, так і з практичної точки зору, а їхні випускники отримують цінні знання для збереження сталого розвитку регіону та суспільства. Згідно з цим проектом, рекультивація не означає завершення видобутку корисних копалин, а є його структурною частиною. Рекультивація в даному випадку починається ще під час видобутку вугілля і спрямована на створення природних підсистем (скелясте середовище, ґрунт, вода, атмосфера та клімат, флора, фауна, екосистеми), а також оновлення компонентів, бажаних суспільством (парки, ігрові майданчики, спортивні майданчики, садівництво, приміські рекреаційні зони, озера та водні поверхні).

Проектом передбачено чотири етапи рекультивації:

- Підготовчий етап оптимізує весь процес. На цьому етапі опрацьовується документація з планування територій, в якій вказано початок і спосіб видобутку, а також методи мінімізації та згладжування збитків після видобутку.
- Шахтно-технічний етап має профілактичний характер, спрямований на створення технічно можливих та економічно прийнятних умов для подальших рекультиваційних заходів (розташування породних відвалів, териконів, відвалів, спосіб формування гірничих просторів, будь-які роботи з усунення розкритих порід тощо).
- Біотехнічна фаза включає технічні та біологічні процедури, що усувають негативний вплив видобутку. Технічна робота включає формування пласта і контури рельєфу, підсипки родючих і потенційно родючих ґрунтових субстратів, планування і зміна дренажу, технічна стабілізація схилів і система

протиерозійних заходів, що сприяє будівництву доріг, які роблять рекультивовані території доступними. Біологічний напрямок робіт — це сукупність лісогосподарських і агротехнічних робіт. Він в основному передбачає встановлення та підтримку зелених насаджень, які залежать від виду рекультивації та цільових культур (сільськогосподарські, лісогосподарські, садово-паркові, природні типи угруповань тощо).

- Пострекультиваційний етап пов'язаний із передачею рекультивованих земель його майбутнім користувачам та власникам (Vrablikova et al., 2014).

На підготовчому та реалізаційному етапі рекультиваційні компанії застосовують свої біологічні знання (ландшафтна екологія, біогеографія, геобіоценологія, прикладна біологія — сільське господарство, лісове господарство, садівництво), гідрологічні, геологічні, педологічні та екотехнічні науки.

Найбільшу питому вагу в проведених або завершених рекультиваційних заходах цієї місцевості за період з 1950 по 2014 роки становить лісогосподарська рекультивація на площі 7772 га (45%), оскільки ліси мають функцію екологічної стабілізації екосистем та найбільш виразний позитивний вплив на характер і ефективність середовища. Через труднощі складного процесу відновлення родючості ґрунту сільськогосподарська рекультивація в цих районах не є переважною (3557 га — 21%). Після 2014 року почали інтенсифікуватись інші напрямки рекультивації на 4410 га (26%). Ці напрямки адаптують рекультивовані території до потреб суспільства і спрямовані на створення цінної курортної території, підготовленої не тільки для дозвілля, а також для екологічно чистих виробничих потужностей. Частка з них представлена гідрологічною рекультивацією (1479 га—8%), головним чином, через затоплення старих кар'єрів. Частка водогосподарських форм рекультивації з часом збільшується завдяки можливості використання покинутих кар'єрів. Ця концепція меліорації базується на незамінній функції води, а також компонентів екологічних, соціальних та економічних структур. Найбільш вдалим прикладом рекультивації вважають колишній Врбенський кар'єр — сегмент Матильда.

Успішна рекультивація завжди пов'язана зі створенням рослинного покриву на розкритих породах. Рослинність виконує багато функцій, включаючи запобігання ерозії, стабілізацію схилів, іммобілізацію забруднюючих речовин і збагачення ґрунту органічною речовиною (Bashir et al., 2024). Так A. Singh and A. Kumar (2022) описують рекультивацію на вугільних родовищах Сінграулі в Індії. Планації рослин, створені в цієї місцевості, складаються з монокультур восьми видів рослин, половина з яких є ендемічними, а інша — інтродукованими. Найбільш успішними у відновленні ґрунту виявились ділянки, на яких ростуть місцеві види. Автори пишуть, що такий ґрунт має кращі показники мікробної біомаси та поживних речовин (C, N, H). Крім того, виявлена значна позитивна кореляція ($r = 0,86$, $p < 0,001$) між органічним вуглецем ґрунту та вуглецем мікробної біомаси на місцях зростання місцевих видів. Поживні речовини мікробної біомаси продемонстрували негативний зв'язок зі швидкістю нітрифікації та позитивний зв'язок зі швидкістю мінералізації азоту. Отримані дані свідчать про те, що планації місцевих видів є більш ефективними, ніж інтродуковані види у реабілітації шахтних відходів, підкреслюючи важливість сприяння розвитку місцевих видів для відновлення деградованого середовища вугільних шахт у сухих тропічних середовищах.

Комплексний підхід до рекультивації шахт був застосований на вугільних родовищах південно-західної Вірджинії (Holl et al., 2018). Цей регіон є частиною Аппалачського вугільного басейну, який відомий високоякісними кам'яними вугіллями, включаючи антрацит і бітумінозне вугілля. Аппалачський басейн, зокрема Вірджинія, історично був важливим центром видобутку кам'яного вугілля для металургійної та енергетичної галузей. Зусилля з рекультивації в цьому випадку передбачені Законом про

контроль і рекультивацію поверхневих гірничих робіт та вимагають створення різноманітного, ефективного та довговічного рослинного покриву, який повинен бути виключно місцевим. На вугільних відвалах проведено відновлення корінних твердолистяних лісових насаджень, що сприяло підвищенню біорізноманіття, підвищенню екологічної стійкості та забезпеченню основних екосистемних послуг, таких як боротьба з ерозією, поглинання вуглецю, захист деревини та вододілів (Барабан та ін., 2023). Відновлення місцевих листяних лісових екосистем зробило значний внесок у довгострокову стійкість та здоров'я навколишнього середовища регіону. Крім того, відновлені твердолистяні ліси відповідають нормативним стандартам, встановленим Законом про контроль і рекультивацію поверхневих гірничих робіт, і підсилюють природну красу ландшафту Аппалачів, підкреслюючи прихильність до практики відповідального управління землею навколо вугільних шахт.

Значні труднощі при реабілітації відвалів вугільних гірничих розробок створюють посушливі умови, однак і ці проблеми найкраще розв'язувати за допомогою комплексного вирішення екологічних проблем при використанні ендемічних видів рослин. A.N. Singh та J.S. Singh (2006) описали приклад успішної рекультивації після видобутку кам'яного вугілля в тропічних регіонах Індії. Серія випробувань, спрямованих на оцінку придатності деревних порід для плантації, продуктивність розвитку обраних місцевих видів і вплив плантацій на родючість ґрунту показала, що місцеві види демонструють потенціал росту на шахтних відвалах. Причому більшість з них показують посилений ріст при доповненні добривами - комплексом NPK. Під час дослідження було проаналізовано 17 місцевих видів дерев на предмет їхньої здатності процвітати на шахтних відвалах. Результати показали, що такі види, як *Zizyphus jujuba* та *Pongamia pinnata* краще ростуть на рівних поверхнях, тоді як *Azadirachta indica* добре показують себе на схилах. Загальна кількість біомаси на плантаціях помітно змінюється, причому *Dendrocalamus strictus* демонструє найвищий приріст біомаси. Загальна зелена продукція показує значну варіацію, коливаючись від 3,5 до 32,0 тон на гектар на рік.

Вдалі приклади рекультивації описані навіть при відновленні значно підкислених ґрунтів. У екстремальних умовах Південного Китаю, де ґрунти териконів, утворених після видобутку кам'яного вугілля, забруднені сульфідними металами, зазнають значного підкислення. Рівень рН падає нижче 3. Створення плантаційного процесу стикається зі значними ускладненнями. S.X. Yang зі співавторами (2016) провели новаторське дослідження, що представило новий підхід, який поєднував меліоранти, зокрема вапно та курячий послід, із запровадженням п'яти видів стійких до кислотності рослин. Їх основною метою було створити сталий рослинний покрив на поліметалевому породному відвалі. Протягом перших двох років результати показали значний успіх. Застосування меліорантів та створення рослинного покриву ефективно запобігло підкисленню ґрунту. Поступово кислотоутворюючий потенціал шахтного ґрунту знизився разом із підвищенням рН і буферної здатності. Усі п'ять псамофітів ефективно заселили та створили потужний рослинний покрив протягом шести місяців. Згодом ріст рослинності сприяв покращенню вмісту поживних речовин у ґрунті породного відвалу. Дворічна програма відновлення слугувала перевіркою практичності та ефективності фітостабілізації як стратегії відновлення надзвичайно кислих металовмісних ґрунтів.

Ефект одного з методів поліпшення фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунтів, що надали позитивні результати, демонструє досвід рекультивації териконів вугільної шахти на Південній Суматрі (Індонезія) (Nazula et al., 2023). При посадці *Pterocarpus indicus* на землях відвалів, що лишилися після видобутку бурого вугілля, використовувався метод обробки ґрунту шляхом внесення вугілля та добрив бокаші в певній дозі. Добрива вугілля та мікробіологічне добриво бокаші містять макро- та мікроелементи, такі як азот (N), фосфор (P) і калій (K), які можуть підвищити

продуктивність рослин за умови правильного застосування (Liu et al., 2017; Gashua et al., 2022). Проте внесення добрив має здійснюватися акуратно, забезпечуючи відповідні дози для покращення стану ґрунту. Застосування добрив спрямоване на покращення родючості ґрунту та доступності поживних речовин для рослин, а також сприяє відновленню пошкодженої структури ґрунту, спричиненої гірничими роботами до продуктивного та стійкого стану (Navarro-Ramos et al., 2022). Використані способи застосування рослин у рекультивації – живцювання та розсада. Вид *Pterocarpus indicus* показав себе як стійкий до посух та адаптативний до критичних умов ґрунту в умовах описаного середовища (Thomson, 2006; Flores et al., 2021, 2024). Результативність методу визначали по показниках середньої висоти рослини, діаметра стебла та кількості листя, а також по 100-відсотковій приживлюваності посадкового матеріалу (Nazula et al., 2023).

В Україні є приклад вдалої лісової рекультивації на двох типових для Донбасу рекультивованих шахтних відвалах ПАТ «Лисичанськвугілля». На них під час гірничотехнічного етапу рекультивації було проведено терасування відвалів, на яких згодом висаджені дерева (1985–1989 роки) за технологіями Української сільськогосподарської академії та Донецького ботанічного саду. Згідно зі способом, розробленим Українською сільськогосподарською академією, закладці лісонасаджень на крутосхилах териконів передують мікротерасування. Під час рекультивації териконів за способом Донецького ботанічного саду передбачається переформування конічного відвалу в плаский, виположування відкосів, формування мікротерас, часткова меліорація породи і створення захисно-меліоративного рослинного покриття (Зубова та ін., 2019). Під час біологічного етапу рекультивації на відвалі конічної форми шахти «Чорноморка» (50 м висотою) були висаджені саджанці дуба черешчатого, акації білої та лоху вузьколистого. На усіченому відвалі шахти ім. М.Л. Рухимовича (30 м висотою) висаджені дерева акації білої. Технології, розроблені українськими вченими показали себе в часі (30–35 років) як дуже ефективні. Підтвердженням ефективності рекультивації є добрий стан лісових насаджень, досліджених восени 2019 р. (Зубова та ін., 2019).

Викладений матеріал дозволяє говорити про те, що вирішення проблем, пов'язаних з добутком вугілля, передбачає реабілітацію шахтних відвалів до відповідного землекористування. Ефективне відновлення може зменшити екологічні наслідки видобутку, зменшити обсяг відходів, які потребують зберігання. Стабілізація вугільних відвалів має вирішальне значення при запобіганні зсувів і руйнуванню схилів. Створення рослинного покриття на відвалах шахти виконує багато функцій, включаючи запобігання ерозії, стабілізацію схилів, іммобілізацію забруднюючих речовин і збагачення ґрунту органічною речовиною. Використання рослин для фітостабілізації та ековідновлення вугільних шахтних розкривних порід пропонує комплексне вирішення екологічних проблем, пов'язаних з відходами вугільної промисловості. Місцеві види рослин краще пристосовані до суворих умов, які надають шахтні відвали. Головне завдання при досягненні цілей відновлення ґрунту – це підбір місцевих видів, які мають здатність рости на бідних поживними речовинами ґрунтах при забрудненні важкими металами. Крім того, окрім відновлення навколишнього середовища, вирощування місцевих рослин відкриває економічні можливості для місцевих громад завдяки використанню комерційно життєздатних видів. Основним пріоритетом повинен бути оптимальний вибір рослин, стає управління ґрунтами, комплексний моніторинг, залучення зацікавлених сторін та поширення знань для забезпечення довгострокового здоров'я та стійкості екосистеми. Майбутніми напрямками наукових досліджень в напрямку біологічної рекультивації може бути генетична модифікація рослин для досягнення надмірної експресії генів, які контролюють поглинання металу, для покращення їх толерантності до абіотичного стресу, посилення накопичення металу та збільшення виробництва біомаси.

РОЗДІЛ 4 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТЕРИКОНІВ

При плануванні заходів біологічної рекультивації породного терикону, з ландшафтного погляду, потрібно розглядати як частину антропогенної місцевості. Відмінність в складі порід відвалів, їхній структурний і рельєфний стан, ступінь формування ґрунтового і рослинного покривів зумовлює специфіку ландшафту терикону. У просторовому розподілі екологічних характеристик гірничого відвалу найголовнішими ознаками є крутизна, експозиція і форма схилів та їхня довжина. Вони визначають особливості радіаційного, теплового і водного балансу й мікроклімат. Наприклад, круті відвали (до 40–45°) південної експозиції мають значення величин сумарної радіації у десятки разів більше, ніж північні (Іванов, Андрейчук, 2018)

Під час проведення заходів біологічної рекультивації необхідно застосовувати принцип обережності та діяти етично і відповідально по відношенню до суспільства та екосистем. Важливий постійний моніторинг та оцінка стану териконів, підтримання найвищих стандартів безпеки.

Планування біологічної рекультивації териконів має відповідати загальному регіональному просторовому та інфраструктурному плану і вести до впровадження конкретних та адаптованих до місцевості рішень. Останнє передбачає проведення міждисциплінарного та трансдисциплінарного дослідження за участю мультідисциплінарних команд фахівців, які знайомі з фоновими екосистемами для вивчення процесів, що протікають на рекультивованих землях, виявлення загроз довкіллю, прогнозування змін, які можуть відбутися в екосистемі, та надання рекомендацій щодо управління процесами відновлення і визначення способу подальшого господарського використання. Необхідні систематичні спостереження для раннього виявлення і попередження небажаних змін. В проєктах відновлення визначаються загальні принципи та напрям рекультивації, найбільш ефективні методи, технології, заходи відновлення при врахуванні екологічного стану, кліматичних умов, походження ґрунтів та економічна раціональність запропонованих заходів (Снітинський та ін., 2023).

Оптимально організовані рекультивовані ландшафти мають збалансоване поєднання штучно створеного екотопу та його біотичної компоненти (Башуцька, 2004; Кучерявий, Попович, 2015; Моклячук та ін., 2017; Снітинський та ін., 2023; Wang, Delavar, 2023). Українськи вчені стверджують, що швидке природне відновлення ландшафту досягається при використанні потенційних можливостей самої природи, коли в основі лежить екологічний потенціал місцевих екосистем. Це передбачає штучне створення тих типів екосистем, які притаманні місцевості видобутку (Снітинський та ін., 2023).

Основні зусилля біологічного етапу рекультивації спрямовані на відновлення родючості ґрунту та основних функцій екосистеми для сталого та багатофункціонального

сільського, лісового господарства, рекреаційного і культурного використання, що відповідає комплексним вимогам зацікавлених сторін.

Фітомеліорація – це найбільш прийнятний та доцільний захід біологічної рекультивації. Найкращі результати фітомеліорації досягаються при відсіпанні верхнього шару ґрунту, багатого на гумус (Power et al., 1981, Haigh, 2000). При неможливості використання верхнього гумусованого горизонту, чи при його недостатності, треба звернути увагу на розвиток ґрунтової мезофауни, що є представником сапрофітного ланцюга екосистеми. Метаболічна діяльність ґрунтової мезофауни має значний екологічний внесок у розвиток ґрунту та механізмів стійкості екосистеми загалом. Увігнута форма схилу, як і структурування схилів терасами або горизонтальними та вертикальними дамбами в шаховому порядку сприяє кращим результатам рекультивації (Martin-Moreno et al., 2016, 2018). Такі ландшафтні особливості запобігають поверхневому стоку та сприяють проникненню опадів в ґрунт, що є важливим для розвитку рослинної і тваринної компонент екосистеми (Sawatsky et al., 2000). Рекомендована відстань – від 100 до 20 м по горизонталі і 20 м по вертикалі (Araya et al., 2021).

Всі педогенетичні процеси в екосистемах обумовлені властивостями субстрату, тому меліорація під час рекультивації пов'язана з поступовим і сталим розвитком родючості ґрунту (Haubold-Rosar, 2018). Загальні рекомендації стосовно планування сільськогосподарського ландшафту мають такі рекомендації:

- В ідеалі понад 80% однієї господарської площі має бути покрито одним типом субстрату з подібними культурними властивостями та вимогами до меліорації.
- Щоб звести до мінімуму ущільнення ґрунту, відсіпання та вирівнювання слід виконувати окремо за допомогою найменшої кількості проїздів важкої техніки.
- Усі ґрунтопідготовчі роботи слід проводити в суху погоду.
- Сільськогосподарська рекультивація передбачає цільові значення $pH_{\text{ккл}}$ у верхньому шарі ґрунту від 6,0 до 7,0 (7,5).
- Товщина шару покриття повинна становити мінімум 2,0 метри, щоб підтримувати ріст коренів і достатній доступ рослини води - навіть у посушливий літній період.
- Відокремлення територіальних одиниць управління рекультивації з уніфікованими умовами росту та властивостями ґрунту і конкретними цільовими призначеннями значно полегшують налаштування заходів щодо розвитку ґрунту.
- У разі орних земель глибина оранки/верхній шар ґрунту від 30 до 40 см має бути вільним від каміння та кам'яних блоків, щоб забезпечити безпроблемний робочий процес.
- Окремі поля або одиниці управління, де це можливо, повинні займати щонайменше 20-30 гектарів із співвідношенням довжини до ширини 2 до 1.
- Загалом орна земля повинна мати помірний нахил, як правило, менше 4,0–7,0 % залежно від текстури ґрунту. Пологий нахил забезпечує достатню кількість води інфільтрації та дренажу, зменшує поверхнєве занурення, запобігає серйозним проблемам ерозії та відповідає вимогам загального сільськогосподарського обладнання для обробки ґрунту (Knoche et al., 2019).

Біологічне відновлення має шанси на успіх при належному ощадливому управлінні. Молоді рекультиваційні ґрунти та екосистеми є дуже динамічними та складними щодо взаємозв'язків між землеустроєм та накопиченням гумусу, оборотом поживних речовин та розвитком належної структури ґрунту. Вони досить чутливі до

неправильного управління, наприклад, ущільнення важкими машинами, деградації гумусу шляхом вирощування культур, що виснажують ґрунт, вимивання поживних речовин або їх іммобілізації залежно від якості рослинних залишків і практики удобрення (відходи тваринництва, зелене добриво, мінеральні добрива, органічні залишки).

Захист ґрунту має і економічний сенс: в даному випадку доцільно впроваджувати екстенсивне землеробство, яке веде до накопичення органічної речовини і підвищення активності ґрунтової фауни. Раціонально використовувати на початкових етапах кормові рослини, що зв'язують атмосферний азот. Типова початкова сівозміна на погано структурованих ґрунтах передбачає вирощування досить стійких до стресів багаторічних рослин, які мають глибоке вкорінення та швидко ростуть, з бобовими культурами в ключовій позиції (Araya et al., 2021). Для стабілізації ґрунтів і запобігання їх ерозії, де на схилах насаджують рослини з потужною кореневою системою (Снітинський та ін., 2023). На ґрунтах, забруднених важкими металами із низьким значенням рН рекомендовано висаджування рослин, які існують у симбіозі з мікроорганізмами як фітореєдатори у поєднанні з технологією, яка сприяє деградації, утриманню або екстракції ксенобіотичних сполук із води та ґрунту різними групами видів рослин (Martínez-Sánchez, 2012). Подібним чином використання лісових рослин, переважно місцевих видів, які виявляють високу здатність поглинати, накопичувати та адаптуватися до великої кількості важких металів у своїй структурі, може допомогти повернути ґрунт до нижчого стану токсичності (Espinoza, 2022; Cacciuttolo et al., 2023).

Переважає більшість авторів рекомендує використання будь-яких видів сільськогосподарського гною, органічні поліпшувачі ґрунту, такі як компост, компост із біовугілля, мульчу, сертифікований осад стічних вод, відпрацьований грибний компост чи інші гумусні добрива з метою сприяння утворенню органічної речовини ґрунту. Вид застосованого органічного матеріалу є менш важливий, ніж норма застосування (Delschen, 1999; Haigh et al., 2021), але в кожному випадку внесення цих речовин повинно ґрунтуватися на місцевій оцінці ґрунту (Zier et al., 1999).

Загалом слід вирощувати культури, які в значній мірі використовують потенціал врожайності субстратів, що мають низькі вимоги до структури ґрунту, а також до поживних речовин і водного режиму. Додатковими критеріями є здатність до глибокого та інтенсивного вкорінення, фіксації та накопичення атмосферного азоту та утворення великої кількості рослинних решток для стимулювання бажаного розвитку гумусу. Через складні умови вирощування на початку – включаючи несприятливу структуру ґрунту, незбалансоване постачання поживними речовинами – зростання слід покращити за допомогою вищих норм висіву. Рекомендована початкова норма висіву приблизно на 10-20% вища порівняно зі звичайними рекомендаціями для звичайних сільськогосподарських угідь регіону.

В Україні перші спроби вирощування лісу на териконах були зроблені в 1949–1951 рр. Інститутом лісівництва АН УРСР. Під час використання садово-паркового способу посадка дерев у заповнені чорноземним ґрунтом ями розміром 50 x 50 см і

глибиною 70 см дала задовільні результати щодо приживлюваності, але в подальшому саджанці на крутосхилах усохли через невідповідність розвиненої надземної частини малій кількості ґрунту та вологи і збереглися лише біля підніжжя відвалів.

Перші результати робіт описані авторами (Шалыт М.С., Костомаров, 1950; Зражевський, 1953; Кобезкий, 1957). Пізніше співробітниками Української сільськогосподарської академії (УСГА, а нині Національний університет біоресурсів та природокористування) (Логінов, 1972; Скорик, 1976; Логінов Б.И., Киричек, 1978; Попа, 1991) і Донецького ботанічного саду (Бакланов, Мазур, 1978; Промышленная ботаника, 1980; Попа, 1991) розроблено засоби озеленення та захисно-декоративного залісення териконів вугільних шахт.

Згідно зі способом УСГА, закладці лісонасаджень на крутосхилах териконів передуює мікротерасування. Під час рекультивації териконів за способом Донецького ботанічного саду передбачається переформування конічного відвалу в плаский, виположування відкосів, формування мікротерас, часткова меліорація породи і створення захисно-меліоративного рослинного покриття.

Відповідно до Стратегії біорізноманіття ЄС 2020, формування ландшафту після видобутку корисних копалин має дбати про інтеграцію дрібних і контрастних екологічних елементів, таких як ліси, водно-болотні угіддя та ряди дерев і живоплоту у межах польових блоків і вздовж доріг або кордонів полів. Такі біотопи роблять внесок у біорізноманіття з компенсуючою або балансуною функцією для інтенсивного сільського господарства (Schlenstedt et al., 2014). Більше того, екологічні компенсаційні споруди зменшують вітрову ерозію та непродуктивне випаровування сільськогосподарських угідь, таким чином маючи позитивний мікрокліматичний та врожайний вплив. Окрім виняткової екологічної цінності, вони створюють привабливий ландшафт після видобутку. Системи землеробства з низьким рівнем витрат, які сприяють саморегуляції в межах біоценозу, можуть підвищити продуктивність сільського господарства та безпеку врожаю – зокрема, завдяки позитивному фітосанітарному ефекту, а також більш ефективному використанню води та поживних речовин.

Оцінюють ефективність проведених заходів рекультивації за такими показниками як відновлення ґрунтового покриття, розвиток рослинного та тваринного світу і покращення стану навколишнього середовища. Відомо, що показники стиснення ґрунту зростають із збільшенням вмісту глини; головним чином тому, що зі збільшенням вмісту глини кількість контактів між великими агрегатами зменшується. В точці переходу гранулометричного складу від глинистого піску до піщаної глини міцність на зсув починає знижуватися (Mohsen et al., 2019).

РОЗДІЛ 5 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ВИКОРИСТАННЯ РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ТЕРИКОНІВ

При плануванні цільового використання рекультивованих териконів їх можна розглядати як фізичний простір (територію), яка може бути використана, або як сировинний ресурс, який також можна використовувати в первинному або зміненому вигляді. Важливо, що кожен випадок треба ретельно вивчати та розуміти необхідність проведення досліджень, випробувань підходів та практик, бо для кожного окремого регіону (а можливо і терикону) необхідний індивідуальний підхід та пошук рішення його рекультивації та подальшого використання.

5.1 Терикони – перспективні території для розвитку відновлювальної енергетики

Однією із перспективних можливостей використання териконів на думку авторів є використання цих територій для встановлення відновлювальних джерел енергії (сонячних панелей та вітряків).

На рішення про встановлення фотоелектричних панелей в цілому впливає багато факторів, таких як законодавчі, екологічні, технічні, фінансові та соціально-економічні. Зокрема, фінансові фактори тісно пов'язані з технічними факторами і включають розташування потенційної території під встановлення сонячних та вітрових електростанцій відносно ліній електропередач, доступну кількість годин сонячного світла/вітровий режим тощо. Вартість установки залежить в тому числі від обмежень, пов'язаних з нахилом землі. Доступ до дороги також є важливим фактором, який слід враховувати.

Зазвичай відвали гірничих відходів створюють підвищення на десятки, а іноді, і сотні метрів по відношенню до місцевого рельєфу, а тому переваги для вітрової енергетики полягають у підвищенні рельєфу місцевості, але це не є технологічно привабливим для будівництва.

Позитивним прикладом використання шахтних відвалів для будівництва споруд вітрової енергетики є вітроелектростанція на териконі Góra Kamieński (Польща) (рис. 5.1). Номінальна потужність станції становить 30 МВт (по 2 МВт на вітротурбіну).



Рисунок 5.1. Вітряна електростанція на териконі Góra Kamieński (Kaczmarczyk et al., 2023).

Терикони вважаються потенційно придатними майданчиками для фотоелектричних установок. Прикладом є велика сонячна електростанція в північнокитайському автономному регіоні (Внутрішня Монголія). Поверхня виснаженої вугільної шахти зазнала капітального ремонту, на якій з'явилися 1,12 мільйона фотоелектричних модулів (рис. 5.2).



Рисунок 5.2. Фотоелектричні панелі на вугільній шахті Боортай, розташованій у місті Ецзін-Хору-Баннер, Ордос, в північнокитайському автономному районі Внутрішня Монголія, 22 квітня 2022 року. (Фото Сінхуа. Джерело: <https://global.chinadaily.com.cn/a/202205/05/WS62732582a310fd2b29e5aa7d.html>)

Терикони можуть знаходитися в районах, які не підходять для більш традиційних комерційних або промислових можливостей повторного використання, однак потенціал

для встановлення відновлюваних джерел енергії залежить від місця розташування відвалів, небезпеки, пов'язаної з гірничими роботами, та інших варіантів джерел енергії поблизу відвалів і шахт (Al Heib, Cherkaoui, 2021).

5.2 Будівництво фундаментів промислових об'єктів

У науковій праці (Łupieżowiec et al., 2022) наведено характеристику відвалів, що утворилися внаслідок видобутку кам'яного вугілля, з точки зору можливості їх розробки в якості фундаменту промислових об'єктів. На думку авторів цитованої роботи, території, в тому числі терикони, які раніше розглядалися як пустирі, мають потенціал стати територіями господарської діяльності, що значно вплине на розвиток громади, або регіону в цілому. Для того щоб породу можна було використати (попередньо ущільнивши) в якості ґрунту, на якому можна безпечно розмістити будівельні об'єкти, паркінги, дороги. Проблемами шахтних відвалів є деформаційні властивості породи, хімічне забруднення, яке спричиняє порода, та ризик самозаймання через наявність вугілля у вигляді різних гранул та інших речовин.

Вищезазначені умови підкреслюють необхідність належного дослідження порід у випадку промислових інвестицій на таких територіях. Додатково до типових випробувань на місці, що застосовуються для надр (буріння, зондування та лабораторні дослідження), існує потреба у проведенні спеціалізованих досліджень – теплові випробування, хімічні випробування ґрунту і води, аналіз шкідливого впливу на сталеві або залізобетонні конструкції, вбудовані в ґрунт, а також інші випробування, на основі яких можна буде визначити потенційні впливи на майбутній об'єкт.

В роботах (Zástěrová et al., 2016; Niemiec et al., 2017) наведено приклад будівництва хобі-ринку Hornbach в Остраві (Чехія) на місці вугільного хвостосховища під назвою Jeremenko. Цей терикон розташований у жвавій зоні поруч з перехрестям вулиць Рудна і Містецька в районі Острава-Вітковице. Саме тому компанія Hornbach вибрала його як придатне місце для свого хобі-маркету (рис. 5.3).



Рисунок 5.3. Хобі-ринок Hornbach (Острава, Чехія) (Niemiec et al., 2017).

5.3 Туризм, рекреація та простір для біорізноманіття

Терикони можуть бути перетворені на парки або оселища дикої флори та фауни за допомогою проектів з регенерації рослинності. Це не лише стабілізує ґрунт, але й покращує місцеве довкілля. Одним з найвдаліших прикладів є терикон Гірінгтонської вугільної шахти. Цей терикон вважався найбільшим шлаковим відвалом на Північному Сході Великої Британії. Терикон містив приблизно 11 мільйонів кубічних метрів породи. Він домінував над ландшафтом і перетворював життя на страждання для всіх, хто жив у цьому регіоні. Реконструкція була здійснена відповідно до амбітного плану, спрямованого на перетворення колишньої вугільної шахти та її непривабливої спадщини на територію природної краси. Було створено три нових пагорби, які імітують навколишню горбисту місцевість Гастінг, Пеншоу та Херрінгтон, а також серію ставків і зарості очерету для фільтрації води (рис. 5.4).



Рисунок 5.4. Фрагмент рекультивованого терикону Гірінгтонської вугільної шахти (Джерело: https://www.tripadvisor.ru/LocationPhotoDirectLink-g227059-d3806166-i63177785-Herrington_Country_Park-Sunderland_Tyne_and_Wear_England.html).

Посередині парку був створений спеціальний коридор для видів дикої природи. Сьогодні біотопи парку включають луки, ліси, озера та струмки, і всі вони охороняються для диких видів тварин і рослин, які повернулися на цю територію після більш ніж двох століть індустріалізації. В парку живуть понад 100 видів птахів, тому ця територія популярна серед любителів спостереження за птахами.

Також створено амфітеатр для вистав під відкритим небом та замовлено мистецькі роботи, що відображають індустріальну спадщину парку та його місце в місцевому середовищі.

Іншим прикладом є проєкт Be-MINE (Беринген, Бельгія). Проєкт be-MINE – це ініціатива муніципалітету Берингена та управління туризму, спрямована на ревіталізацію найбільшого індустріально-археологічного об'єкту Фландрії та перетворення його на новий культурний осередок. З цією метою старі промислові будівлі та простори отримали нове призначення. В підсумку реалізації проєкту старий корпус згущувача перетворили на крите місце для дайвінгу, а колишню електростанцію – на скелелазний зал. Ландшафт одного з териконів перепланували таким чином, щоб додати елемент гри, водночас розповідаючи відвідувачам про історію цього місця (рис. 5.5) (Джерело: <https://land8.com/how-an-old-mine-became-a-inspiring-play-landscape/>)



Рисунок 5.5. Парк Landscape be-MINE (Photo credit: Benoit Meeus. Джерело: <https://land8.com/how-an-old-mine-became-a-inspiring-play-landscape/>)

Вся територія колишньої шахти перетворилася на екосистему, де квітнуть луки, різноманітні цибулинні рослини та дерева забезпечують їжею і прихистком комах, птахів і ссавців. Нове водоймище створює ідеальне середовище для рослин і тварин, які віддають перевагу вологим умовам. Беринген продовжує виконувати своє зобов'язання щороку висаджуючи десятки нових дерев, тим самим роблячи цю місцевість ще більш зеленою та вологою. Блакитна мережа з водопроникних клінкерів, сипучих матеріалів і перфорованих труб регулює рівень ґрунтових вод (Джерело: <https://nlplatform.com/articles/be-mine-coal-mine-recreational-park>).

Ще одним прикладом є терикони, що здіймаються над рівнинним ландшафтом Нор-Па-де-Кале, що на півночі Франції. Роботи по видобутку кам'яного вугілля в шахтах Нор-Па-де-Кале припинилися в кінці 1990-х років, але його історична роль в енергетичній сфері Франції залишається значущою і нині, як важлива частина промислової спадщини регіону. Терикони цієї місцевості колись були символом спустошення. Сьогодні відвали є майданчиками для відпочинку для місцевих жителів і відвідувачів з природними просторами і, навіть, першим музеєм-супутником Лувру. Прекрасні панорами відкриваються з вершин териконів, ультрамарафонці тренуються на «пекельних сходах» на стежці Arena Terril Trail в Нуайєлл-су-Ленс, є велосипедна доріжка навколо озера на Terril des Argales у Рьелі, створено штучний лижний схил. У Рьоле терикон вкривають виноградники, а виноград Шардоне збирають вручну, щоб зробити вино, яке є гордістю села – «Charbonnay» (назва походить від слова «charbon» – вугілля). А в Лос-ан-Гоель колишнє місце видобутку вугілля, відоме як База 11/19, тепер слугує туристичною атракцією, музичним центром і центром сталого розвитку (Джерело: <https://www.nationalgeographic.com/travel/article/this-former-coal-mining-region-now-fuels-green-tourism>)

Цікавий досвід оцінки геотуристичного потенціалу гірничодобувної території, в тому числі і териконів представлений у публікації Ravi S. Singh та Payel Ghosh (2022). В публікації описано дослідження кар'єру Сонепур-Базарі у Східній Індії, проведеного з метою виявлення потенціалу для розвитку гірничого геотуризму. Це дослідження показує, що багато атрибутів цієї шахти можна спроектувати як активи геотуризму. Ландшафти, створені людиною, що нагадують гори та долини, різні етапи послідовності видів рослин на звалищах, скам'янілості, експозиції гірничодобувної діяльності за допомогою різних типів техніки можуть бути створені для заохочення відвідування. За планомірної реалізації ідеї шляхом захисту та збереження геотуристичних атракцій, створення базової туристичної інфраструктури, належної реклами та просування об'єкта можливий успішний розвиток гірничого геотуризму (Singh, Ghosh, 2022).

5.4 Використання териконів для дослідження розвитку природних процесів

Терикони, на яких відбувається процес самозаростання, а також ті, що пройшли етап біологічної рекультивації, можуть стати важливими об'єктами для дослідження природних процесів та сукцесій. Території, що були сформовані внаслідок видобутку корисних копалин, представляють унікальні умови для спостереження за відновленням екосистем. Вивчення цих процесів дозволяє з'ясувати, як швидко та ефективно відновлюється рослинність, які види флори та фауни оселяються і які види згодом формують місцеве угруповання.

Дослідження териконів може надати цінну інформацію про механізми природної сукцесії, які відбуваються в умовах стресу. Спостерігаючи за цими процесами, вчені можуть виявити закономірності, які допоможуть прогнозувати, як змінюватимуться ці території в майбутньому. Це знання є корисним не лише для фундаментальних досліджень, але й для прикладних, таких як планування відновлення деградованих земель.

Завдяки різноманітності умов на териконах, що залишені під самозаростання, можна вивчати взаємозв'язки між рослинними угрупованнями, ґрунтовими умовами та кліматичними факторами. Це, в свою чергу, дозволяє розробляти стратегії для успішного відновлення подібних територій та сприяти створенню просторів для біорізноманіття. Таким чином, терикони можуть виступати не лише як місця для експериментів, але й як моделі для розуміння та прогнозування природних змін у середовищі.

Екологічні дослідження териконів, що пройшли етап біологічної рекультивації, є надзвичайно важливими для розуміння механізмів відновлення екосистем. Рекультивація дозволяє не лише повернути землі до продуктивного стану, але й сприяє формуванню нових біоценозів, що адаптуються до змінених умов. Аналіз стану таких територій допомагає виявити ефективні методи відновлення, які можуть бути застосовані в інших регіонах, де екосистеми зазнали шкоди.

Окрім цього, дослідження териконів після рекультивації відкриває нові можливості для вивчення впливу антропогенних факторів на природні процеси.

Розуміння того, як флора і фауна адаптуються до нових умов, може допомогти в прогнозуванні змін в екосистемах у відповідь на зміни клімату та людську діяльність.

Дослідження також дозволяє вивчити біологічні та екологічні взаємозв'язки, що виникають внаслідок процесів рекультивації, сприяючи формуванню більш стійких та продуктивних екосистем. Це знання важливе для розробки екологічно збалансованих підходів до управління земельними ресурсами та може стати основою для прийняття рішень у сфері природокористування.

5.5 Використання відходів гірничодобувної промисловості як ресурсів для будівельних матеріалів

Використання відходів гірничодобувної промисловості як ресурсу прокладає шлях до новаторських практик сталого розвитку, переплітаючи збереження довкілля з ефективним використанням ресурсів.

Науковиця Кристина Скаржинська запропонувала потенційне використання шахтних відходів як трансформованих будівельних ресурсів для реабілітації відкритих кар'єрів, відновлення кар'єрних майданчиків, гаваней і дорожніх матеріалів (Skarżyńska, 1995a,b). Пізніше іншими дослідниками теж були проведені дослідження з оцінки, повторного використання, утилізації та переробки шахтних відходів у багатьох галузях, включаючи будівництво та будівельні матеріали. Наприклад, дослідження (Gruchot, Zydroń, 2019) впливу ущільнення на міцність на зсув золи, незгорілих та згорілих вугільних відходів, а також композиту (суміш незгорілих вугільних відходів та 30% золи-виносу). З метою перевірки придатності досліджуваних відходів матеріалів для земляних робіт, були проведені розрахунки стійкості дорожнього насипу з цих матеріалів. Показано, що досліджувані матеріали характеризуються високими значеннями зсувних показників міцності, які суттєво залежали від ущільнення. Випробування і розрахунки стійкості показали, що випробувані відходи можуть бути використані для будівництва твердого земляного полотна.

Результати іншого дослідження (Bella et al., 2022) показали, що хвости вугільних шахт можуть бути використані як матеріал основи дорожнього покриття, а експериментальні геотехнічні дослідження демонструють прийнятні характеристики відповідно до встановлених вимог. Хвости вугільних шахт повинні бути попередньо оброблені перед використанням в якості базового шару дорожнього матеріалу, або можуть бути використані в якості основи чи покривного шару, але для цього необхідно провести додаткові польові випробування. Адже використання матеріалу хвостів вугільних шахт в якості основи дорожнього покриття може забруднювати поверхневі та підземні води, тому доцільно використовувати додаткові захисні шари або стабілізацію за допомогою в'язучих матеріалів.

В роботі Y. Taħa та ін. (2017) представлено можливий підхід до відновлення залишків вугілля з пустих порід кам'яновугільної шахти і повторного використання отриманих хвостів для виробництва екологічно чистої обпаленої цегли. Проведені лабораторні випробування підтвердили доцільність повторного використання пустих порід вугільних шахт міста Джерада (Марокко) для виробництва двох продуктів з доданою вартістю.

Наведені приклади використання рекультивованих териконів як простору для будівництва інфраструктурних і промислових об'єктів та об'єктів для побудування станцій вироблення енергії з відновлюваних джерел, а також використання матеріалу териконів як сировинного ресурсу показують нові перспективні рішення проблемних питань господарського призначення териконів чи матеріалу, з якого вони складаються для покращення умов навколишнього середовища, поліпшення умов мешкання людей, створення нових робочих місць та виробництва продукції з доданою вартістю. При ретельному вивченні властивостей субстратів та пошуку рішень на основі індивідуального підходу до особливостей місцевості та окремих териконів можливе приведення місцевості до стану, який може перевершувати вихідний з економічної, соціальної та екологічної точки зору.

РОЗДІЛ 6 ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ПРОВЕДЕННЯ МОНІТОРИНГОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗДІЙСНЕНИХ ЗАХОДІВ

Рекультивация земель у районах видобутку корисних копалин є довготривалим динамічним процесом. Розвиток, стабілізація, досягнення зрілості екосистемами, що відновлюються, потребують певного часу (Moreno-Mateos et al., 2020; Wang et al., 2023). Штучне втручання поступово зменшується в міру того, як рекультивована рослинність досягає зрілості, тому особливо важливо контролювати ефективність рекультивації земель у районах видобутку корисних копалин, щоб своєчасно ідентифікувати території, що зазнають екологічних змін, і застосовувати втручання людини для досягнення цілей рекультивації (Guan et al., 2022).

Для комплексної оцінки ефективності рекультивації, процесу освоєння териконів біотою на основі аналізу літературних джерел, які наведені у теоретичних розділах, та у зазначених далі (Башуцька, 2004; Геник, Стасюк, 2011; Бешлей та ін., 2011; Кузьмішина та ін., 2015; Сергеева, 2016; Бешлей, 2016; Присецкий, Лихолат, 2017; Шпак та ін., 2017; Зубов та ін., 2019; Зубов, 2019; Музиченко та ін., 2020; Босак, 2021; Какура та ін., 2021; Ковальчук, Крошко, 2021; Дубас, 2023), ми пропонуємо наступний перелік показників:

- 1) Для визначення особливостей радіаційного, теплового і водного балансу та мікроклімату геосистем визначають: крутизну схилів, експозицію схилів, їх форму і довжину, рельєф відвалів, елементи мезорельєфу (підніжжя, тераси, схили, вершина враховуючи експозиції).
-
- 2) Ступінь розвитку ґрунтового профілю, враховуючи тип субстрату (перегоріла, неперегоріла породи, ґрунтосуміш внаслідок рекультивації на гірничо-технічному етапі), зазначаючи положення ґрунтів на різних елементах мезорельєфу за вертикальною градацією цих елементів (вершина, тераса, схил, підніжжя відвалу), а також зазначають чи є порода оголеною і чи є рослинність. Дослідження едафічних властивостей субстратів включають в себе наступні їх показники:
 - гранулометричний склад (співвідношення скелету та дрібнозему)
 - температура субстрату
 - щільність твердої фази субстрату,
 - щільність будови субстрату,
 - загальна шпаруватість,
 - аерація та ступінь аерації,
 - ємність поглинання,
 - реакція середовища (pH),
 - розподіл важких металів у субстратах – валовий вміст важких металів,

- вміст органічних речовин у ґрунті,
 - вміст азоту, фосфору, калію,
 - оцінка фітотоксичності субстратів
 -
- 3) Дослідження рослинного покриву (враховуючи, тип субстрату, елемент мезорельєфу, експозицію та інше):
- проективне покриття,
 - систематичний склад флори,
 - екологічна (екоморфічна або за фітоіндикаційними шкалами) структура флори,
 - рослинність,
 - ярусність,
 - флора і рослинність різних елементів мезорельєфу,
 - екологічна структура рослинності,
 - дослідження домінантних видів та їхньої ролі у формуванні угруповань рослин під час сукцесії рослинності,
 - нагромадження фітомаси г/м²,
 - нагромадження рослинного опаду,
 - підземна фітомаса,
 - оцінка ступеню задернованості субстрату,
 - стадії сукцесій елементів мезорельєфу,
 - оцінка динаміки надземної фітомаси,
 - мінливість основних таксаційних показників,
 - валовий вміст важких металів у надземній, підземній фітомасі рослин та задернованому субстраті нерекультивованого відвалу.
- 4) Дослідження сукцесій на схилах териконів, які дозволяють відслідкувати зміни одного біоценозу іншим (рослинного, мікробного тощо) в процесі розвитку екосистем, при цьому фіксують:
- появу і розвиток нових форм рельєфу,
 - змив ґрунту / породи з одиниці площі, м³/га з 4 експозицій схилів
 - поява рослинних угруповань та зміна складу рослинних угруповань,
 - стадії заростання та тип рослинного покриву/
 -
- 5) Мікрокліматичні дослідження (місця вимірювань параметрів мікроклімату мають бути розміщені на нижніх і верхніх плоских й горбистих поверхнях, схилах різної експозиції, що дає змогу охопити розмаїття ландшафтної структури терикону):
- температура повітря,
 - атмосферний тиск,
 - відносна вологість,
 - швидкість і напрямок вітру,
 - потужність снігового покриву,
 - розподіл польової вологості субстрату.
 -
- 6) Моніторинг якості атмосферного повітря (навколо терикону зону техногенного забруднення. є необхідним як поблизу терикону, так і в межах екотонів навколо терикону та в населених пунктах).
-

- 7) Дослідження стану ландшафтів навколо, в тому числі і сільськогосподарських угідь. Кількісна оцінка інтенсивності процесів винесення забруднювальних речовин із породних відвалів вугільних шахт повинна включати:
- характеристики процесів поширення та відкладання речовин на прилеглий території, зміни щільності річного забруднення породою території в зоні від підніжжя конічного відвалу висотою 50 м до відстані 9000 м (т/га),
 - оцінка впливу забруднення ґрунтів на їхню продуктивність,
 - вміст Mn, Cu, V, Cr, Zn, Pb, Mo, Ba у верхніх шарах ґрунту території замулення навколо терикону (винесеної породи під час опадів), на відстані , 0, 10, 50, 100, 200 і 500 м від підніжжя терикону,
 - кислотність у верхніх шарах ґрунту території замулення навколо терикону (винесеної породи під час опадів), на відстані , 0, 10, 50, 100, 200 і 500 м від підніжжя терикону,
 - хімічний аналіз кислотного стоку з відвалу шахти,
 - стан насаджень (якщо вони є),
 - дослідження вмісту важких металів у рослинній продукції сільськогосподарських угідь,
 - проєктивний покрив та видовий склад рослинних угруповань – на відстані 0, 10, 50, 100, 200 і 500 м від підніжжя терикону – якщо навколо терикону не лісові насадження і не сільгоспугіддя,
 - вмісту Mn, Cu, V, Cr, Zn, Pb, Mo, Ba у водних об'єктах (особливо озерах та ставках) в радіусі впливу терикону,
 - вмісту Mn, Cu, V, Cr, Zn, Pb, Mo, Ba у донних відкладах водних об'єктах (особливо озерах та ставках) в радіусі впливу терикону,
 - рН води у водних об'єктах (особливо озерах та ставках) в радіусі впливу терикону,
 - схожість і показники зростання частини посівів пшениці прилеглих сільськогосподарських угідь (висота рослин, кількість колосів їхня довжина колосків, масу 1000 зернин, хімічний склад вегетативної маси (наприклад, соломи пшениці), схожість сільськогосподарської культури на шлейфі в межах сільськогосподарського угіддя, кількість рослин на погонному метрі в зоні шлейфу, кількість колосів, довжину колосів, спектральний аналіз рослин сільськогосподарської культури, вирощуваної біля відвалу, у фазі молочно-воскової стиглості щодо їх забруднення важкими металами),
 - спектральний аналіз рослин пшениці у фазі молочно-воскової стиглості щодо їх забруднення важкими металами,
 - рівень радіаційного фону.
 -
- 8) Оцінка впливу продуктів тління териконів на навколишнє середовище прилеглих територій за даними ДЗЗ.
- 9) Дослідження фауни та тваринного населення териконів.
- 10) Аналіз статистики за даними МОЗ щодо випадків захворювань органів дихання, нервової системи, серцево-судинних, шкірних захворювань, онкозахворювань, токсичних уражень печінки та нирок.

Важливим етапом є аналіз результатів досліджень, на основі яких формується паспорт породного відвалу, розробляється зонування території за ступенем багаторічного забруднення, для отримання розмірів ландшафтногеографічних полів, визначається рівень ефективності рекультивації та надаються рекомендації та настанови щодо наступних управлінських рішень та розвитку цієї території.

Варто зауважити, що запропоновані авторами перелік параметрів, які важливо досліджувати, необхідні для комплексної оцінки стану компонентів відвалу (як косних так і біотичних), що є ключовим для забезпечення успішної рекультивації, відновлення біорізноманіття, запобігання екологічним ризикам та оптимального використання територій. Такий підхід дозволяє розробити науково обґрунтовані стратегії відновлення, які сприятимуть довгостроковій стійкості екосистем та зменшать негативний вплив гірничої діяльності на довкілля.

На нашу думку, план комплексних досліджень ділянок рекультивації має бути складовою висновку з оцінки впливу на довкілля, а саме у частині здійснення післяпроектного моніторингу. Відповідно до пункту 1 статті 13 ЗУ «Про оцінку впливу на довкілля» Порядок, строки і вимоги до здійснення післяпроектного моніторингу визначаються у висновку з оцінки впливу на довкілля. За результатами післяпроектного моніторингу, за потреби, суб'єкт господарювання та уповноважений територіальний орган, узгоджують вжиття додаткових заходів і дій із запобігання, уникнення, зменшення (пом'якшення), усунення, обмеження впливу господарської діяльності на довкілля. Відповідно до пункту 2 статті 13 ЗУ «Про оцінку впливу на довкілля» Якщо під час провадження господарської діяльності, щодо якої здійснювалася оцінка впливу на довкілля, виявлено значний негативний вплив цієї діяльності на життя і здоров'я населення чи довкілля та якщо такий вплив не був оцінений під час здійснення оцінки впливу на довкілля та/або істотно змінює результати оцінки впливу цієї діяльності на довкілля, рішення про провадження такої планованої діяльності за рішенням суду підлягає скасуванню, а діяльність - припиненню. А відповідно до пункту 3 статті 13 ЗУ «Про оцінку впливу на довкілля», у випадку, визначеному частиною другою цієї статті, у разі звернення за новим рішенням про провадження планованої діяльності процедура оцінки впливу на довкілля здійснюється повторно, з урахуванням виявленої інформації.

В той же час важливо відмітити, що в процесі набуття чинності перебувають Порядок функціонування державної системи моніторингу довкілля та її підсистем, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 13 червня 2024 р. № 684, який регламентує режим функціонування державної системи моніторингу довкілля та її підсистем періодичність проведення моніторингу земель і ґрунтів може змінюватися, а також Порядок проведення моніторингу земель і ґрунтів, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від від 23 липня 2024 р. № 848, який визначає механізм проведення моніторингу земель і ґрунтів з метою своєчасного виявлення зміни стану земель, забруднення і властивостей ґрунтів, оцінки здійснення заходів з охорони земель, збереження та відтворення родючості ґрунтів, попередження впливу негативних процесів і ліквідації наслідків такого впливу. У додатку до цього Порядку наведено: Найменування показника проведення моніторингу земель і ґрунтів та одиниці їх вимірювання/ відображення результату, Періодичність проведення моніторингу земель і ґрунтів, об'єкти та найменування суб'єктів моніторингу.

ЗАКЛЮЧЕННЯ

Видобуток вугілля як шахтним методом, так і відкритим способом спричиняє зміни в навколишньому середовищі та екологічну деградацію, що має такі наслідки як втрата орних земель, ерозія ґрунту, деградація рослинності, забруднення повітря та погіршення якості води в районі видобутку. Багаторічні дослідження практики з відновлення довкілля після видобутку вугілля відкритим способом має певні результати, які свідчать, що рекультивація земель є одним із найефективніших способів відновлення екологічної якості пошкоджених земель.

1. Регламентуючі документи законодавства України в сфері рекультивації земель тримають в собі роз'яснення основних термінів і понять, що використовуються у галузі рекультивації. Законодавство пояснює які саме землі підлягають рекультивації і з яких етапів складаються технічний і біологічний етап рекультивації, формулює мету розробки робочого проекту землеустрою, його зміст та визначає виконавця проекту, за чий рахунок відбувається фінансування вищезазначених заходів. Існують прогалини в законодавстві України щодо рекультивації шахтних відвалів, які створюють виклики для ефективного відновлення порушених територій та збереження екологічної безпеки. Необхідно впроваджувати комплексні реформи, включаючи чіткіші вимоги, фінансові механізми та інноваційні підходи до рекультивації, а також посилення відповідальності за порушення екологічних норм.
2. Методи рекультивації включають меліорацію земель, регулювання процесу відновлення рослинності, моніторинг та управління після періоду стабілізації меліорації. Моделі стійкості схилів для ґрунтів повинні враховувати тривалі фізико-хімічні процеси, а також їхній вплив на гідромеханічні характеристики насичених і частково насичених ґрунтів. Крім того, моделі повинні враховувати умови навколишнього середовища, такі як цикли сухих і спекотних, вологих і холодних сезонів, а також те, як ці коливання можуть призвести до місцевих або глобальних руйнувань породних відвалів.
3. Біологічний етап рекультивації має на меті створення оптимально організованого рекультивованого ландшафту, що має збалансоване поєднання штучно створеного екотопу та його біотичної компоненти. Основним завданням екологічної інженерії на цьому етапі є інтеграція природних сукцесійних процесів у практику меліорації. Основою реабілітації порушеної землі, що є необхідною для сталого землекористування після видобутку корисних копалин, є відновлення родючості ґрунту та встановлення основних його функцій. Проблемами, які постають на цьому шляху, є невелика кількість органічної речовини і незначна ґрунтова біологічна активність, що мають лімітуючі фактори розвитку такі як сильне підкислення, забруднення важкими металами, високе ущільнення. Бажаний розвиток відбувається з часом завдяки послідовним процесам природного відновлення рослинності, що лежать в основі високої динаміки ґрунту та педогенних процесів. Основними рекомендаціями щодо використання

культур під час біологічної рекультивації териконів є вирощування рослин, які в значній мірі використовують потенціал врожайності субстратів, що мають низькі вимоги до структури ґрунту, а також до поживних речовин і водного режиму. Додатковими критеріями є здатність до глибокого та інтенсивного вкорінення, фіксації та накопичення атмосферного азоту та утворення великої кількості рослинних решток для стимулювання бажаного розвитку гумусу.

4. Планування біологічної рекультивації териконів має відповідати загальному регіональному просторовому та інфраструктурному плану і вести до впровадження конкретних та адаптованих до місцевості рішень. Найкращим орієнтиром при цьому є ландшафт до видобутку. Необхідними є систематичні спостереження для раннього виявлення і попередження небажаних змін. В проєктах відновлення земель, що зазнають впливу видобувної галузі, потрібно зазначати загальні принципи та напрям рекультивації, найбільш ефективні методи, технології, заходи відновлення при урахуванні екологічного стану, кліматичних умов, походження ґрунтів та економічну раціональність запропонованих заходів.
5. Проблемами біологічного етапу рекультивації є недостатня доступність біологічно активного матеріалу верхнього шару ґрунту або інших родючих мінеральних субстратів, а також значна дрібномасштабна неоднорідність кінцевого ґрунтового покриву, що спричинена ущільненням важким гірничим обладнанням під час високомеханізованого видобування та відсипання розкритого матеріалу. У випадках сильного підкислення ($\text{pH} < 2,5$) та інтенсивного вивітрювання глинистих мінералів використовується метод вапнування ґрунту, який передбачає точні розрахунки потреб у вапні для кожної нанесеної на карту одиниці субстрату з урахуванням передбачуваного подальшого використання з різними вимогами рослин, які вирощуються, до хімічних властивостей ґрунту.
6. Моніторинг ефективності здійснених заходів повинен включати в себе процес паспортизації породних відвалів, періодичні дослідження екологічного стану терикону, оцінки впливу та визначення перспектив його господарчого використання. Параметрами досліджень є особливості радіаційного, теплового і водного балансу та мікроклімату геосистем, едафічні властивості субстратів, розвиток рослинного покриву терикону, дослідження сукцесій, процесів поширення та відкладання речовин на прилеглий території, денудаційних процесів. При цьому все більшої актуальності набуває використання результатів аналізу даних дистанційного зондування землі.
7. Для рутинного картографування ґрунту териконів та збільшення інформації про точки до середнього просторового значення автори рекомендують растрове сканування з геоприв'язкою за допомогою кернових пробовідбірників ґрунту, наприклад, так звана бурова штанга Pürckhauer діаметром 1,5 см і довжиною 100 см. Сітка польового картографування залежить від очікуваної неоднорідності ґрунту та має бути від 50 м x 50 м до 100 м x 100 м, у разі досить однорідного матеріалу покриття достатньо 200 м x 200 м.
8. Українською сільськогосподарською академією рекомендовано мікротерасування, що передує закладці лісонасаджень на крутосхилах териконів. Під час рекультивації териконів за способом Донецького ботанічного саду передбачається переформування конічного відвалу в

- плаский, виположування відкосів, формування мікротерас, часткова меліорація породи і створення захисно-меліоративного рослинного покриву.
9. Поєднання рекультивованих і нереккультивованих ділянок є найкращою практикою для захисту видів. Збереження природи повинно завжди зосереджуватися на інтеграції своїх пріоритетних цілей у плани рекультивації вже на ранній стадії ландшафтного планування.
 10. На рекультивованих ґрунтах териконів доцільно впроваджувати екстенсивне землеробство, яке веде до накопичення органічної речовини і підвищення активності ґрунтової фауни. На початкових етапах раціонально використовувати кормові рослини, що зв'язують атмосферний азот. Типова початкова сівозміна на погано структурованих ґрунтах передбачає вирощування досить стійких до стресів багаторічних рослин, які мають глибоке вкорінення та швидко ростуть, з бобовими культурами в ключовій позиції. Для стабілізації ґрунтів і запобігання їх ерозії, де на схилах насаджують рослини з потужною кореневою системою. На ґрунтах, забруднених важкими металами із низьким значенням рН рекомендовано висаджування рослин, які існують у симбіозі з мікроорганізмами як фіторемедіатори у поєднанні з технологією, яка сприяє деградації, утриманню або екстракції ксенобіотичних сполук із води та ґрунту різними групами видів рослин. Подібним чином використання лісових рослин, переважно місцевих видів, які виявляють високу здатність поглинати, накопичувати та адаптуватися до великої кількості важких металів у своїй структурі, може допомогти повернути ґрунт до нижчого стану токсичності.
 11. При плануванні цільового використання рекультивованих териконів їх можна розглядати як фізичний простір (територію), яка може бути використана, або як сировинний ресурс, який також можна використовувати в первинному або зміненому вигляді. Світовий досвід успішної рекультивації показує, що перспективними можливостями є використання цих територій для встановлення відновлювальних джерел енергії (сонячних панелей та вітряків), розробки в якості фундаменту промислових та інфраструктурних об'єктів, для туризму, рекреації та як територій природно-заповідного фонду для збереження біорізноманіття, дослідження розвитку природних процесів. Також є пропозиції використання шахтних відходів як трансформованих будівельних ресурсів.
 12. Рекультивація порушених видобутком вугілля земель – довгочасний і в той же час активний процес. Досягнення зрілості екосистемою відбувається з часом через розвиток, стабілізацію та відновлення її функцій. Втручання людини поступово зменшується в міру того як рекультивовані екосистеми досягають зрілості. Контроль ефективності рекультивації, необхідний для своєчасної ідентифікації екологічних змін, усунення ризиків та штучного впливу для досягнення поставлених цілей. Можлива небезпека відходів, що утворюються в результаті видобутку, спонукає пошук засобів захисту для поводження з відходами видобутку. Окрім пошуку більш ефективних методів рекультивації, перспективними напрямками наукових досліджень є повторне використання та переробка шахтних відходів у гірничодобувній промисловості, що може запропонувати рентабельні переваги завдяки компенсації потреб у сировині та зменшенню обсягів відходів, які необхідно використовувати.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Abreu M.M., Matias M.J., Magalhães M.C., Basto M.J. Impacts on water, soil and plants from the abandoned Miguel vacas copper mine, Portugal. *J Geochem Explor*, 2016. 96(2–3):161–170.
2. Adachi T., Oka F. Constitutive equations for normally consolidated clay based on elasto-viscoplasticity. *Soils Found*, 1982. 22:57–70.
3. Adibee N., Osanloo M., Rahmanpour, M. Adverse effects of coal mine waste dumps on the environment and their management. *Environ Earth Sci*, 2013. 70:1581–1592. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2243-0>
4. Al Heib M.; Cherkaoui A. Assessment of the Advantages and Limitations of Installing PV Systems on Abandoned Dumps. *Mater. Proc.* 2021. 5:68. <https://doi.org/10.3390/materproc2021005068>
5. Andrusevych K., Zadorozhna G. Diversity, dynamics and ecological analysis of flora of reclaimed soil. *Folia oecologica*, 2019. 46 (2):153-163. <https://doi.org/10.2478/foecol-2019-0018>
6. Antwi E.K., Boakye-Danquah J., Asabere S.B., Takeuchi K., Wiegand G. Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation since dumping of spoils. *Springer Plus* 2014. 3:702, <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-702>, 3, 1
7. Anawar H. M., Strezov V., Adyel T. The reuse and recycling of coal mining waste with zero-waste approach by technological development and integrated management for sustainable growth and benefits. In H. M. Anawar V. Strezov. (Eds.), *Sustainable and Economic Waste Management: Resource Recovery Techniques*. CRC Press, 2020. 31-46. <https://doi.org/10.1201/9780429279072-3>
8. Araya N., Mamani Quiñonez O., Cisternas L.A., Kraslawski, A. Sustainable Development Goals in Mine Tailings Management: Targets and Indicators. *Mater. Proc.* 2021. 5:82. <https://doi.org/10.3390/materproc2021005082>
9. Azizi M., Faz A., Zornoza R., Martínez-Martínez S., Shahrokh V., Acosta J.A. Environmental pollution and depth distribution of metal(loid)s and rare earth elements in mine tailing. *J. Environ. Chem. Eng.* 2022. 10:107526. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107526>
10. Balali-Mood M., Naseri K., Tahergorabi Z., Khazdair M.R., Sadeghi M. Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Front. Pharmacol.* 2021. 12:643972. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
11. Baranova B., Manko P., Jaszay T. Waste dumps as local biodiversity hotspots for soil macrofauna and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the agricultural landscape. *Ecological Engineering*, 2015. 81:1-13.
12. Bashir Z., Raj D, Selvasembian R. A combined bibliometric and sustainable approach of phytostabilization towards eco-restoration of coal mine overburden dumps. *Chemosphere*, 2024. 363: 142774. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142774>

13. Bella N., Dahane M. A., Mebarki T. A., Benmalek A., Benallal M., Valorisation of Coal Mine Tailings in Roads Construction, *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 8:1 (2022) 2307-2313
14. Benndorf J., Restrepo D.A., Merkel N., Knobloch A., Kressner M., Guatame-Garcia A., Nolte H., Möllerherm S., Dalm M. Lecture Notes in Informatics (LNI), Proceedings-Series of the Gesellschaft für Informatik (GI) Gesellschaft für Informatik (GI); Bonn, Germany: 2021. TRIM4Post-Mining: Transition In-formation Modelling for attractive Post-Mining Landscapes-A Conceptual Framework. 705–708.
15. BGR Energy study 2014: reserves, resources and availability of energy resources. Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR), Hanover, 2014.
16. Bishop A.W. The use of the slip circle in the stability analysis of slopes. *Geotechnique*, 1955. 5:7-17.
17. Borja R. I., White J. A. Continuum deformation and stability analyses of a steep hillside slope under rainfall infiltration. *Acta Geotech*, 2010. 5:1–14.
18. Bradshaw A.D. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan W.R., Gilpin M.E., Aber J.D. (eds.) *Restoration Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 1987. 23-29.
19. Bradshaw A.D., Chadwick M.J. *The Restoration of Land*. Blackwell Scientific, Oxford, 1980.
20. Buch A.C., Niemeyer J.C., Marques E.D., Silva-Filho E.V. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings. *J. Hazard. Mater.* 2021: 403:123852. [https://doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123852](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123852).
21. Cacciuttolo C., Cano D. Environmental Impact Assessment of Mine Tailings Spill Considering Metallurgical Processes of Gold and Copper Mining: Case Studies in the Andean Countries of Chile and Peru. *Water*. 2022. 14:3057. [https://doi: 10.3390/w14193057](https://doi.org/10.3390/w14193057).
22. Cacciuttolo C., Cano D. Spatial and Temporal Study of Supernatant Process Water Pond in Tailings Storage Facilities: Use of Remote Sensing Techniques for Preventing Mine Tailings Dam Failures. *Sustainability*. 2023. 15:4984. [https://doi: 10.3390/su15064984](https://doi.org/10.3390/su15064984).
23. Cacciuttolo C., Pastor A., Valderrama P., Atencio E. Process Water Management and Seepage Control in Tailings Storage Facilities: Engineered Environmental Solutions Applied in Chile and Peru. *Water*. 2023. 15:196. [https://doi: 10.3390/w15010196](https://doi.org/10.3390/w15010196).
24. Carras J.N., Leventhal A.R. Spontaneous combustion in opencut coal mining spoil piles: a challenging legacy. *ISRM International Symposium International Society for Rock Mechanics*, Melbourne, 2000.
25. Cáceres D.D., Flores Jiménez P., Hernández K., Peres F., Maldonado A.K., Klarián J., Cáceres D.A. Health risk due to heavy metal (Loid)s exposure through fine particulate matter and sedimented dust in people living next to a beach contaminated by mine tailings. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 2021. 37:211–226. [doi: 10.20937/RICA.53830](https://doi.org/10.20937/RICA.53830).
26. Cánovas C.R., Quispe D., Macías F., Callejón-Leblic B., Arias-Borrego A., García-Barrera T. Potential release and bioaccessibility of metal/loids from mine wastes deposited in historical abandoned sulfide mines. *Environ. Pollut.* 2023. 316:120629. [https://doi: 10.1016/j.envpol.2022.120629](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120629)
27. Chirinos-Peinado D., Castro-Bedriñana J., Ríos-Ríos E., Mamani-Gamarra G., Quijada-Caro E., Huacho-Jurado A., Nuñez-Rojas W. Lead and Cadmium Bioaccumulation in

Fresh Cow's Milk in an Intermediate Area of the Central Andes of Peru and Risk to Human Health. *Toxics*, 2022. 10:317. <https://doi: 10.3390/toxics10060317>.

28. Chobotko I. Identification of processes leading to spontaneous combustion of waste heaps. Scientific Collection «InterConf», 2023. 154:379–388.
<https://archive.interconf.center/index.php/conference-proceeding/article/view/3359>
29. Choo J., White J. A., Borja R. I. Hydromechanical modeling of unsaturated flow in double porosity media. *Int J Geomech*, 2016. 16: D4016002
30. Conde P., Bellido E., Martín Rubí J.A., Jiménez Ballesta R. Concentration and spatial variability of mercury and other heavy metals in surface soil samples of periurban waste mine tailing along a transect in the Almadén mining district (Spain). *Env Geol*, 2008. 56(5):815–824.
31. Custodio M., Cuadrado W., Peñaloza R., Montalvo R., Ochoa S., Quispe J. Human Risk from Exposure to Heavy Metals and Arsenic in Water from Rivers with Mining Influence in the Central Andes of Peru. *Water*. 2020. 12:1946.
<https://doi: 10.3390/w12071946>
32. Da Silva A.P.V., Silva A.O., Lima F.R.D., Benedet L., Franco A.J., Souza J.K., Ribeiro Júnior A.C., Batista É.R., Inda A.V., Curi N., et al. Potentially toxic elements in iron mine tailings: Effects of reducing soil pH on available concentrations of toxic elements. *Environ. Res*. 2022. 215:114321. <https://doi: 10.1016/j.envres.2022.114321>.
33. Dafalias Y. F., Taiebat M. Rotational hardening with and without anisotropic fabric at critical state. *Géotechnique*, 2014. 64:507–511.
34. Davies O., Rouainia M., Glendinning S., Cash M., Trento V. Investigation of a pore pressure driven slope failure using a coupled hydro-mechanical model. *Eng Geol*, 2014. 178:70–81.
35. Delschen T. Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of Rhineland lignite mining area. *Plant and Soil*, 1999. 213, 1-2:43-54.
36. Diaby N., Dold B. Evolution of geochemical and mineralogical parameters during in situ remediation of a marine shore tailings deposit by the implementation of a wetland cover. *Minerals*, 2014. 4:578–602. <https://doi: 10.3390/min4030578>.
37. Dold B. Sustainability in metal mining: From exploration, over processing to mine waste management. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol*. 2008. 7:275–285.
<https://doi: 10.1007/s11157-008-9142-y>.
38. Dold B. Basic Concepts in Environmental Geochemistry of Sulfidic Mine-Waste Management. *Cheminform.*, 2013. 44. <https://doi: 10.1002/chin.201327243>.
39. Dold B. Evolution of acid mine drainage formation in sulphidic mine tailings. *Minerals*. 2014. 4:621–641. <https://doi: 10.3390/min4030621>.
40. Doley D., Audet P. What part of mining are ecosystems? Defining success for the "restoration" of highly disturbed landscapes. In: SQUIES, V.R. (ed.) *Ecological restoration: global challenges, social aspects and environmental benefits* (Chapter 4). Nova Science Publishers, New York, 2016.

41. EMBER. European Electricity Review 2024. Europe's electricity transition takes crucial strides forward/ EMBER, 2024. <https://ember-energy.org/app/uploads/2024/10/European-Electricity-Review-2024.pdf>
42. Espinoza S.E.; Quiroz I.A.; Magni C.R.; Yáñez M.A.; Martínez E.E. Long-Term Effects of Copper Mine Tailings on Surrounding Soils and Sclerophyllous Vegetation in Central Chile. *Water Air Soil Pollut.* 2022. 233:288.
43. Euracoal. Annual Report. European Association for Coal and Lignite, Brussels, Belgium, 2017.
44. Eurocoal. Euracoal Statistics, 2019. <https://euracoal.eu/info/euracoal-eu-statistics/>.
45. EY European lignite mines benchmarking—sanitized report, 2014. [https://www.ey.com/Publication/vwLUAssets/EY_European_Lignite_Mines_Benchmarking_2014/\\$FILE/EY-European-Lignite-Mines-Benchmarking-2014.pdf](https://www.ey.com/Publication/vwLUAssets/EY_European_Lignite_Mines_Benchmarking_2014/$FILE/EY-European-Lignite-Mines-Benchmarking-2014.pdf).
46. Fernández-Caliani J.C., Barba-Brioso C., González I., Galán E. Heavy metal pollution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian pyrite belt (South-west Spain). *Water Air Soil Pollut.* 2009. 200:211–226. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9905-7>
47. Flicheva E., Noustrorova M., Gentcheva-Kostadinova S., Haigh M.J. Organic accumulation and microbial action in surface coal mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering*, 2000. 15, 1-15
48. Flores H., Dogan T., Haske J. Conservation and promotion of the coal mining heritage as Europe's cultural legacy: Ruhr area examples. West Virginia Mine Drainage Task Force Symposium & 15th International Mine Water Association Congress 2024. 193-195. <https://coalheritageproject.eu/wp-content/uploads/2024/05/D5.1.pdf>
49. Flores H.M.C.M, Quimado M.O., Tinio C.E., Maldia L.S.J., Combalicer M.S. Morphological and leaf anatomical characteristics of different variants of narra (*Pterocarpus indicus* willd.) seedlings. *Philippine Journal of Science*, 2021. 150(1):277–289. <https://doi.org/10.56899/150.01.26>
50. Frouz J. (ed.) Soil biota and ecosystem development in post mining sites. CRC Press, Boca Raton, London, New York, 2014.
51. Frouz J., Vinduskova O. Soil Organic Matter Accumulation in Postmining Sites: Potential Drivers and Mechanisms. In: Munoz, M.Á., Zornoza, R. (eds.) *Soil Management and Climate Change. Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics and Greenhouse Gas Emissions*. Academic Press, 2018.
52. García R, Ballesta J. Mine tailings influencing soil contamination by potentially toxic elements *Environmental Earth Sciences*, 2017. 76(1). <https://doi:10.1007/s12665-016-6376-9>
53. García-Giménez R., Jiménez-Ballesta R. Mine tailings influencing soil contamination by potentially toxic elements. *Environ. Earth Sci.* 2017. 76:51. <https://doi: 10.1007/s12665-016-6376-9>.
54. Gashua A.G., Sulaiman Z., Yusoff M.M., Samad, M.Y.A., Ramlan M.F., Salisu, M.A. Assessment of Fertilizer Quality in Horse Waste-Based Bokashi Fertilizer Formulations. *Agronomy*, 2022. 12(4):937. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040937>
55. Greenwood J.R., Norris J.E., Wint J. Assessing the contribution of vegetation to slope stability. *Proc Inst Civil Eng Geotech Eng*, 2004. 157:199–207

56. Gremlica T. Mining Land and Similar Habitats: A Barren Land or a 279 New Wilderness in the Cultural Landscape? In: FROUZ, J. (ed.) Soil biota and ecosystem development in post mining sites. CRC Press, Boca Raton, London, New York, 2014. 279-289.
57. Gruchot A.; Zydroń T. Shear Strength of Industrial Wastes and Their Mixtures and Stability of Embankments Made of These Materials. *Appl. Sci.* 2019, 10, 250
58. Guan Y., Wang J., Wei Z., Bai Z., Cao Y. Identification of land reclamation stages based on succession characteristics of rehabilitated vegetation in the Pingshuo opencast coal mine. *J. Environ. Manag.*, 2022. 305:114352. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114352>
59. Gupta G., Sanjay K. Sharma G. S. P. Singh, Nawal Kishore. Numerical Modelling-Based Stability Analysis of Waste Dump Slope Structures in Open-Pit Mines-A Review. *Journal of The Institution of Engineers (India): Series D*, 2021. 102:589–601. <https://doi.org/10.1007/s40033-021-00277-y>
60. Haibin L., Zhenling L. Recycling utilization patterns of coal mining waste in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 2010. 54(12): 1331-1340. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.05.005>
61. Haigh M.J. Erosion control: Principles and some technical options. In: Haigh, M.J. (ed.) *Reclaimed Land, Erosion Control, Soils, and Ecology*, Balkema, Rotterdam, 2000. 75-110.
62. Haigh M., Reed H., D'Aucourt M., Bull C., Cullis M., Farrugia F., Flege A., Gentcheva-Kostadinova S., Hatton L., Křeček J., et al. Reclaiming Open Coal Spoils by Mixed Woodland: Varteg (Wales), 10 Year Results. *Minerals*, 2021. 11:624. <https://doi.org/10.3390/min11060624>
63. Hajra H., Peci N., Mulaj S. Spontaneous combustion of lignite in BardhMirash mines in Kosovo. In: *Proceedings of the 9th international multidisciplinary scientific GeoConference—SGEM2009*. Albena, Bulgaria, 2009.
64. Harrison S.R. Opportunities, no threats: how today's coal-mining industry can resolve problems created by past mining. *Transactions of the Institution of mining and Metallurgy (Section A: Mining Technology)*, 2000. 109:157-164.
65. Haubold-Rosar M. Methods of agricultural recultivation of post-mining landscapes in Northeastern Germany. In: Sychev V.G., Mueller L. (eds.) *Novel methods and results of landscape research in Europe, Central Asia and Siberia, Vol. V Landscape planning, management and rehabilitation*, 2018. 178-183.
66. Hawly M., Cuning J. *Guidelines for mine waste dump and stockpile design*. CRC Press, Balkema, 2017.
67. Hendrychova M., Bouguch P. Combination of reclaimed and unreclaimed sites is the best practice for protection of aculeate Hymenoptera species on brown coal spoil heaps. *Journal of Insect Conservation*, 2016. 20:5. <http://doi:10.1007/s10841-016-9912-8>.
68. Holl K.D. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, 2002. 39:960-970.
69. Hu R., Hong J-M., Chen Y-F., Zhou C-B. Hydraulic hysteresiseffects on the coupled flow–deformation processes in unsaturatedsoils: numerical formulation and slope stability analysis. *Appl Math Model*, 2018. 54:221–245
70. Hudson-Edwards K.A., Dold B. Mine Waste Characterization, Management and Remediation. *Minerals*. 2015;5:82–85. <http://doi: 10.3390/min5010082>

71. Huttl R.F., Weber E. Forest ecosystem development in post-mining landscapes. A case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften*, 2001. 88:322-329.
72. Huttl R.F., Gerwin W. Landscape and ecosystem development after disturbance by mining. *Ecological Engineering*, 2004. 24:1-3.
73. Jia Y., Wang L., Qu Z., Yang Z. Distribution, contamination and accumulation of heavy metals in water, sediments, and freshwater shellfish from Liuyang River, Southern China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. 25:7012–7020. [https://doi: 10.1007/s11356-017-1068-x](https://doi.org/10.1007/s11356-017-1068-x).
74. Kaczmarczyk K., Dobrzaniecki P., Woszczyński M., Bałaga D., Szewerda K., Dymarek A. Wind Power Plants and Selected Technical and Economic Aspects of Their Construction on Mine Heaps. *Energies*, 2023. 16:6827. Джерело: <https://doi.org/10.3390/en16196827>
75. Katzur J., Haubold-Rosar M. Amelioration and reforestation of sulfurous mine soils in Lusatia (Eastern Germany). *Water, Air, and Soil Pollution*, 1996. 91:17-32.
76. Knoche D. Effects of stand conversion by thinning and underplanting on water and element fluxes of a pine ecosystem (*P. sylvestris* L.) on lignite mine spoil. *Forest Ecology and Management*, 2005. 212(1-3):214-220.
77. Knoche D., Rademacher A., Schlepphorst R. Best practice report on environmental protection and post-mining land reclamation. Tracer transition in coal intensive regions. Smart strategies for the transition in coal intensive region. 2019. Project No: 836819. WP2 – Task 2.5/D 2.5. 1-41.
78. Knoche D., Schlenstedt J. Forest reclamation in the Lusatian Lignite District - A wounded landscape heading for new horizons. *Proceedings of the 12th International Conference on Mine Closure*, 03.-07.09.2018, Leipzig, (digital version), 2018. 677-688.
79. Krysztofik R., Runge J., Kantor-Pietraga I. Paths of environmental and economic reclamation: the case of post-mining brownfields. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2012. 21(1):219-223.
80. Kwon M.J., Yang J.-S., Lee S., Lee G., Ham B., Boyanov M.I., Kemner K.M., O'loughlin E.J. Geochemical characteristics and microbial community composition in toxic metal-rich sediments contaminated with Au-Ag mine tailings. *J. Hazard. Mater.* 2015. 296:147–157. [https://doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.04.035](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.04.035).
81. Lazo P., Lazo A. Assessment of Native and Endemic Chilean Plants for Removal of Cu, Mo and Pb from Mine Tailings. *Minerals*. 2020. 10:1020. [https://doi: 10.3390/min10111020](https://doi.org/10.3390/min10111020).
82. Lee H., Kabir M.I., Kwon P.S., Kim J.M., Kim J.G., Hyun S.H., Rim Y.T., Bae M.S., Ryu E.R., Jung M.S. Contamination assessment of abandoned mines by integrated pollution index in the Han River watershed. *Open Environ Pollut Toxicol J*, 2009. 1:27–33/ [DOI: 10.2174/1876397900901010027](https://doi.org/10.2174/1876397900901010027)
83. Lee M., Paik I., Kim I., Kang H., Lee S. Remediation of heavy metal contaminated groundwater originated from abandoned mine using lime and calcium carbonate. *J Hazard Mater*, 2007. 144:208–214. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.007>
84. Lersow M. Deep soil compaction as a method of ground improvement and to stabilization of wastes and slopes with danger of liquefaction, determining the modulus of deformation and shear strength parameters of loose rock. *Waste Management*, 2001. 21, 2:161-174.

85. Liang Y., Yi X., Dang Z., Wang Q., Luo H., Tang J. Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment in the Vicinity of a Tailing Pond in Guangdong, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2017. 14:1557. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121557>.
86. Liu H., Probst A., Liao B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China) *Sci. Total Environ*. 2005. 339:153–166. [doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.07.030](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.030).
87. Liu, Z., Rong, Q., Zhou, W., Liang, G. Effects of inorganic and organic amendment on soil chemical properties, enzyme activities, microbial community and soil quality in yellow clayey soil. *PLoS ONE*, 2017. 12(3), e0172767. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172767>
88. Lorenz A., Landeck I. Steckbriefe der Biotop- und Vegetationstypen in der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbaufolgelandschaft. In: Landeck I., Kirmer A., Hildmann C., Schlenstedt J. (eds.) *Arten und Lebensräume der Bergbaufolgelandschaften - Chancen für den Naturschutz im Osten Deutschlands*, Shaker Verlag GmbH, Herzogenrath, 2017. 83-140.
89. Loczy D., Czigany S., Dezso J., Gyenize P., Kovacs J., Nagyvaradi L., Pirkhoffer E. Geomorphological tasks in planning the rehabilitation of coal mining areas at pecs, Hungary. *Geogr. Fis. Dinam. Quat*, 2007. 30: 203-207.
90. Łupieżowiec M., Rybak J., Różanski Z., Dobrzycki P., Jedrzejczyk W. Design and Construction of Foundations for Industrial Facilities in the Areas of Former Post-Mining Waste Dumps. *Energies* 2022, 15:766. <https://doi.org/10.3390/en15165766>
91. Martín-Moreno C., Martín Duque J.F., Nicolau Ibarra J.M., Hernando Rodríguez N., Sanz Santos M.A., Sánchez Castillo L. Effects of topography and surface soil cover on erosion for mining reclamation: the experimental spoil heap at El Machorro Mine (Central Spain). *Land Degrad Dev*, 2016. 27(2):145–159. <https://doi.org/10.1002/ldr.2232>
92. Martin-Moreno C., Martin Duque J.F., Nicolau Ibarra J.M., Munoz-Martin A., Zapico I. Waste dump erosional landform stability - a critical issue for mountain mining. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2018. 43(7):1431-1450.
93. Martín Peinado F.J., Romero-Freire A., García Fernández I., Sierra Aragón M., Ortiz-Bernad I., Simón Torres M. Long-term contamination in a recovered area affected by a mining spill. *Sci Total Environ*, 2015. 514:219–223 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.102>
94. Martindale H., Chakraborty T., Basu D. A strain-rate dependent clay constitutive model with parametric sensitivity and uncertainty quantification. *Geotech Geol Eng*, 2013. 31:229–248
95. Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L., Pérez-Sirvent, C., Bech, J. Trace element accumulation in plants from an aridic area affected by mining activities. *J. Geochem. Explor.* 2012. 123:8–12.
96. McLean L., Johnes M. *Aberfan: Government and Disasters*. Cardiff: Welsh Academic Press, 2000.
97. Mensah M.K., Drebenstedt C., Hoth N., Ola I.M., Okoroafor P.U., Wiafe E.D. Artisanal gold mine spoil types within a common geological area and their variations in contaminant loads and human health risks. *Environ. Monit. Assess.*, 2023. 195:312. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-10932-4>.
98. Miguel C., Costa P.G., Bianchini A., Luzardo O.L.P., Vianna M.R.M., Santos M.R.D.D. Health condition of *Chelonia mydas* from a foraging area affected by the tailings of a

- collapsed dam in southeast Brazil. *Sci. Total Environ.* 2022. 821:153353. [https://doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153353](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153353).
99. Mohsen S. Masoudian, Ioannis E. Zevgolis, Alexandros V. Deliveris, Alec M. Marshall, · Charles M. Heron, Nikolaos C. Koukoulas. Stability and characterisation of spoil heaps in European surfacerlignite mines: a state-of-the-art review in light of new data. *Environmental Earth Sciences*, 2019. 78:505. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8506-7>
 100. Moradu J., Potocky P., Kocarek P., Bartuska M., Tajovsky K., Tichanek F., Frous J., Tropek R. Influence of surface flattening on biodiversity of terrestrial arthropods during early stages of brown coal spoil heap restoration. *Journal of Environmental Management*, 2018. 220: 1-7.
 101. Moreno-Mateos D., Alberdi A., Morriën E., Montoya D. The long-term restoration of ecosystem complexity. *Nature Ecology & Evolution*, 2020. 4(5). DOI: [10.1038/s41559-020-1154-1](https://doi.org/10.1038/s41559-020-1154-1)
 102. Munnik V., Hochmann G., Hlabane M., Law S. The Social and Environmental Consequences of Coal Mining in South Africa A CASE STUDY. A joint initiative of Environmental Monitoring Group. Cape Town, 2010. South Africa and Both ENDS, Amsterdam, The Netherlands.
 103. Navarro-Ramos S.E., Sparacino J., Rodríguez J.M., Filippini E., Marsal-Castillo B.E., García-Cannata L., Renison D., Torres R.C. Active Revegetation After Mining: What is the Contribution of Peerreviewed studies? *Heliyon*, 2022. 8(3), e09179. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09179>
 104. Nazula N., Amin R., Rizky Tirta A. Coal Post-Mining Reclamation Using *Pterocarpus indicus* *Journal of Ecological Engineering*, 2023. 24(12):366–376. <https://doi.org/10.12911/22998993/174091>
 105. Nguyen T.H., Won S., Ha M.G., Nguyen D.D., Kang H.Y. Bioleaching for environmental remediation of toxic metals and metalloids: A review on soils, sediments, and mine tailings. *Chemosphere*. 2021. 282:131108. [https://doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131108](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131108).
 106. Nguyen V.U., Nemcik J.A., Chowdhury R.N. Some practical aspects of spoil pile stability by the two-wedge model. *Min. Sci. Technol*, 1984. 2:57–68.
 107. Nichol D. Sinkholes at Glan Llyn on the A55 North Wales coast road, UK. *Engineering Geology*, 1998. 50(1-2):1001-109.
 108. Niemiec D., Duraj M., Cheng X., Marschalko M., Kubáč J.. Selected Black-Coal Mine Waste Dumps in the OstravaKarviná Region: An Analysis of Their Potential Use. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 95 (2017) 042061 [https://doi: 10.1088/1755-1315/95/4/042061](https://doi.org/10.1088/1755-1315/95/4/042061)
 109. Nolan T.A., Kecojevic V. Selection of overburden surface mining method in West Virginia by analytical hierarchy process. *Int. J. Coal. Sci. Technol.*, 2014. 1(3):306–314. <https://doi.org/10.1007/s40789-014-0019-0>
 110. Nyssen J., Vermeersch D. Slope aspect affects geomorphic dynamics of coal mining spoil heaps in Belgium. *Geomorphology*, 2010. 123:109–121.
 111. Ojeda-Pereira I., Campos-Medina F. International trends in mining tailings publications: A descriptive bibliometric study. *Resour. Policy*. 2021. 74:102272. [https://doi: 10.1016/j.resourpol.2021.102272](https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102272).
 112. Okagbue C.O. The geotechnical characteristics and stability of a spoil heap at a southwestern Pennsylvania coal mine, USA. *EngGeol*, 1984. 20:325–341.

113. Okewale I.A., Grobler H. Assessment of heavy metals in tailings and their implications on human health. *Geosystems and Geoenvironment* Volume 2, Issue 4, November 2023, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2023.100203>
114. Paquet N., Indiketi N., Dalencourt C., Larivière D., Roberge S., Gruyer N., Triffault-Bouchet G., Fortin C. Toxicity of tailing leachates from a niobium mine toward three aquatic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. 176:355–363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.065>.
115. Penrose B., MacIntosh A.E., Parbhakar-Fox A., Smith L.B., Sawyer T., D'Agnese E., Carver S. Heavy metal wombats? Metal exposure pathways to bare-nosed wombats (*Vombatus ursinus*) living on remediated tin mine tailings. *Sci. Total Environ.* 2022. 835:155526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155526>
116. Petlovanyi M., Kuzmenko O., Lozynskiy V., Popovych V., Sai K., Saik P. Review of man-made mineral formations accumulation and prospects of their developing in mining industrial regions in Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*, 2019. 13(1):24-38. <https://doi.org/10.33271/mining13.01.024>
117. Petrean I.A., Micle V., Sur I.M., Şenilă M. Characterization of Sterile Mining Dumps by the ICP-OES Analytical Method: A Case Study from Baia Mare Mining Area (Maramures, Romania) *Sustainability*. 2023. 15:1158. <https://doi.org/10.3390/su15021158>.
118. Pietrzykowski M. Reclamation and reconstruction of terrestrial ecosystems on mine sites - ecological effectiveness assessment. In: Sivkumar S., Sharma U.C., Prasad R (eds.) *Energy Science and Technology, Volume 2, Coal Energy*. Studium Press LLC, New Dehli, Houston, 2015. 121-151.
119. Pietsch W. Recolonization and development of vegetation on mine spoils following brown coal mining in Lusatia. *Water, Air, and Soil Pollution?* 1996. 91:1-15.
120. Pooler R., Dold B. Optimization and Quality Control of Automated Quantitative Mineralogy Analysis for Acid Rock Drainage Prediction. *Minerals*. 2017. 7:12. <https://doi.org/10.3390/min7010012>
121. Popovych V., Skyba T., Koval V., Bosak P., Kopystynskiy Y. Ecological Successions of Urban Landfills of the Western Forest Steppe of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 2024. 25(7):225-233. DOI: [10.12912/27197050/188601](https://doi.org/10.12912/27197050/188601)
122. Power J.F., Sandoval F.M., Ries R.E., Merrill S.D. Effects of topsoil and subsoil thickness on soil water content and crop production on a disturbed soil *Soil Science Society of America Journal*, 1981. 45:124-129.
123. Pradit S., Noppradit P., Jitkaew P., Sengloyluan K., Kobkeatthawin T., Laerosa A. Heavy Metal Contamination and Ecological Risk Assessment in the Sediment Cores of the Wetlands in Southern Thailand. *J. Mar. Sci. Eng.* 2022. 10:1921. <https://doi.org/10.3390/jmse10121921>.
124. Qi S., Vanapalli S.K. Hydro-mechanical coupling effect on surficial layer stability of unsaturated expansive soil slopes. *Comput Geotech*, 2015. 70:68–82.
125. Queiroz H.M., Ying S.C., Abernathy M., Barcellos D., Gabriel F.A., Otero X.L., Nóbrega G.N., Bernardino A.F., Ferreira T.O. Manganese: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. *Environ. Int.* 2020. 146:106284. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106284>.

126. Rashed M. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *J. Hazard. Mater.* 2010. 178:739–746. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.147>.
127. Rahimi A., Rahardjo H., Leong E.C. Effect of hydraulic properties of soil on rainfall-induced slope failure. *Comput. Geotech.* 2010. 114(3):135–143.
128. Ravi S. Singh, Payel Ghosh. Geotourism potential of coal mines: An appraisal of Sonapur-Bazari open cast project, India. *International Journal of Geoheritage and Parks* Volume 9, Issue 2, June 2021, Pages 172–181.
129. Reyes A., Parra D. 3D slope stability analysis by the limit equilibrium method of a mine waste dump. Conference paper, Conference: Tailings and mine waste 2014, Keystone, Colorado, 2014.
130. Richards B.G., Coulthard M.A., Toh C.T. Analysis of Slope Stability at Goonyella Mine. *Can. Geotech. J.* 1981. 18(2):179–194. <https://doi.org/10.1139/t81-023>.
131. Rivas-Pérez I.M., Fernández-Sanjurjo M.J., Núñez-Delgado A., Monterroso C., Macías F., Álvarez-Rodríguez E. Evolution of chemical characteristics of technosols in an afforested coal mine dump over a 20-year period. *Land Degrad Dev.* 2016. 27:1640–1649.
132. Rodríguez L., Ruiz E., Alosa-Azcárate J., Rincón J. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailing and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *J Environ Manag.* 2009. 90:1106–1116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007>
133. Rodríguez F., Moraga C., Castillo J., Gálvez E., Robles P., Toro N. Submarine tailings in Chile—A review. *Metals.* 2021. 11:780. <https://doi.org/10.3390/met11050780>.
134. Rodríguez-Luna D., Encina-Montoya F., Alcalá F.J., Vela N. An Overview of the Environmental Impact Assessment of Mining Projects in Chile. *Land.* 2022. 11:2278. [doi: 10.3390/land11122278](https://doi.org/10.3390/land11122278).
135. Root R.A., Hayes S.M., Hammond C.M., Maier R.M., Chorover J. Toxic metal(loid) speciation during weathering of iron sulfide mine tailings under semi-arid climate. *Appl. Geochem.* 2015. 62:131–149. [doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.01.005](https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.005).
136. Russ J.C. Ground improvement, 3rd edition. CRC Press, London, 2012.
137. Sahu P., Lokhade R.D. An investigation of sinkhole subsidence and its preventive measures in underground coal mining. *Procedia Earth and Planetary Science*, 2015. 11:63–75.
138. Saik P. Study of Methods and Development of Technological Scheme for Heat Removal from Rock Waste Dump. *Advanced Engineering Forum*, 2017. 25:128–135. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AEF.25.128>
139. Salcedo Sánchez E.R., Esquivel Martínez J.M., Morales M.M., Talavera Mendoza O., Esteller Alberich M.V. Ecological and Health Risk Assessment of Potential Toxic Elements from a Mining Area (Water and Sediments): The San Juan-Taxco River System, Guerrero, Mexico. *Water.* 2022. 14:518. [doi: 10.3390/w14040518](https://doi.org/10.3390/w14040518).
140. Šalek M. Spontaneous succession on opencast mining sites. implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 2012. 49:1417–1425.
141. Salmi E.F., Nazem M., Karakus M. The effect of rock mass gradual deterioration on the mechanism of post-mining subsidence over shallow abandoned coal mines.

142. Sawatsky L., Mckenna G., Keys M.J., Long D. Towards minimising the long-term liability of reclaimed mined sites. In: Haigh M.J. (ed.) Reclaimed Land: Erosion Control, Soils and Ecology. Balkema, Rotterdam, 2000. 21-36.
143. Schlenstedt J., Brinckmann A., Hafker U., Haubold-Rosar M., Kirmer A., Knoche D., Landeck I., Lorenz A., Rummeler F., Starke M., Tischew S., Wiedemann D. Rekultivierung. In: Drebenstedt C., Kuyumcu M. (eds.) Braunkohlensanierung - Grundlagen, Geotechnik, Wasserwirtschaft, Brachflächen, Rekultivierung, Vermarktung, Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg, 2014. 487-578.
144. Schreck P. Environmental impact of uncontrolled waste disposal in mining and industrial areas in Central Germany. Environ Geol, 1998. 35:66–72.
145. Seastedt T.R., Hobbs R.J., Suding K.N. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? Frontiers in Ecology and the Environment, 2008. 6, 10, 547-553.
146. SER The SER International Primer on Ecological Restoration. Version 2. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004. www.ser.org/pdf/primer3.pdf.
147. Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review. International Journal of Soil, Sediment and Water, 2010. 3(2). Article 13:1- 20. <https://scholarworks.umass.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1107&context=intljssw&seiredir=1>.
148. Singh A.N., Kumar A. Comparative soil restoration potential of exotic and native woody plantations on coal mine spoil in a dry tropical environment of India: a case study. Land Degrad. Dev., 2022. 33 (12):1971–1984.
149. Singh, A.N., Singh, J.S. Experiments on ecological restoration of coal mine spoil using native trees in a dry tropical environment, India: a synthesis. New forests, 2006. 31:25–39.
150. Sivasithamparam N., Karstunen M., Bonnier P. Modelling creep behaviour of anisotropic soft soils. Comput Geotech, 2015. 69:46–57.
151. Skarżyńska, K.M. Reuse of Coal Mining Wastes in Civil Engineering—Part 2: Utilization of Minestone. Waste Manag. 1995a, 15, 83–126.
152. Skarżyńska, K.M. Reuse of Coal Mining Wastes in Civil Engineering—Part 1: Properties of Minestone. Waste Manag. 1995b, 15, 3–42.
153. Soltani N., Keshavarzi B., Moore F., Sorooshian A., Ahmadi M.R. Distribution of potentially toxic elements (PTEs) in tailings, soils, and plants around Gol-E-Gohar iron mine, a case study in Iran. Environ. Sci. Pollut. Res. 2017. 24:18798–18816. [https://doi: 10.1007/s11356-017-9342-5](https://doi.org/10.1007/s11356-017-9342-5).
154. Song Y. Numerical analysis of the seepage from and stability of a mine waste-dump slope during rainfall. J. Eng. Geol., 2015. 25:57–66. <https://doi.org/10.9720/kseg.2015.1.57>
155. Suppes R., Heuss-Aßbichler S. Resource potential of mine wastes: A conventional and sustainable perspective on a case study tailings mining project. J. Clean. Prod., 2021. 297:248–277. [https://doi: 10.1016/j.jclepro.2021.126446](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126446).

156. Steiakakis E, Kavouridis K, Monopolis D. Large scale failure of the external waste dump at the "South Field" lignite mine, Northern Greece. *EngGeol*, 2009. 104(3-4):269–279. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2008.11.008>
157. Świtoniak M., Hulisz P., Różański S., Kałucka I. Soils of external dumping ground of the Bełchatów open-cast lignite mine. In: Charzyński P, Hulisz P, Bednarek R (eds) *Technogenic soils of Poland*. Polish Society of Soil Science, Toruń, 2013. 255–274.
158. Taha Y.; Benzaazoua M.; Hakkou R.; Mansori M. Coal mine wastes recycling for coal recovery and eco-friendly bricks production. *Miner. Eng.* 2017, 107, 127–138.
159. Thisani S.K., Kallon D.V.V., Byrne P. Geochemical Classification of Global Mine Water Drainage. *Sustainability*. 2020. 12:10244. <https://doi: 10.3390/su122410244>
160. Thomson L.A.J. *Pterocarpus indicus* (narra). *Permanent Agriculture Resources (PAR)*, 2006. 1–18.
161. Triantafyllidis T. Dynamic effects from earthquakes acting on residual lakes. *Word of Mining - Surface & Underground*, 2015. 67(6):389-397.
162. Trifi M., Dermech M., Abdelkrim C., Azouzi R., Hjiri B. Extraction procedures of toxic and mobile heavy metal fraction from complex mineralogical tailings affected by acid mine drainage. *Arab. J. Geosci.* 2018. 11:328. <https://doi: 10.1007/s12517-018-3612-5>
163. Tropek R., Kadlec T. Hejda M., Kocarek P., Akuhrovec J., Malenovsky I., Vodka S., Spitzer L., Banar P., Konvicka M. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 2012. 43:13-18.
164. Tymchuk I., Malovanyy M., Shkivirko O., Chornomaz N., Popovych O., Grechanik R., Symak D. Review of the Global Experience in Reclamation of Disturbed Lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology* 2021, 22(1), 24–30. <https://doi.org/10.12912/27197050/132097>
165. Uhlig C.-A. New technological developments in the field of vibro-compaction in the Lusatian Lignite Mining area. In: NIEMANN-DELIUS, C. (ed.) *Proceedings of the 12th International Symposium of Continuous Surface Mining, Aachen 2014*, 2014. 117-126.
166. IUSS WORKING GROUP WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*, 2015. 106. Rome: FAO. 203 p.
167. Vrablikova J., Vrablik P., Zoubkova L. *Creating and Protecting the Landscape*. Faculty of Environment, University of J. E. Purkyne in Ust nad Labem, Czech Republic, 2014.
168. Wang J., Delavar M. Aghajani Techno-economic analysis of phytoremediation: A strategic rethinking Science of The Total Environment. 2023. 902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165949>
169. Wei W.B., Cheng Y.M. Stability analysis of slope with water flow by strength reduction method. *Soils Found*, 2010. 50(1): 83–92. <https://doi.org/10.3208/sandf.50.83>
170. Wichter L. Stabilisation of old lignite pit dumps in Eastern Germany. *Bull Eng Geol Env*, 2007. 66:45–51.

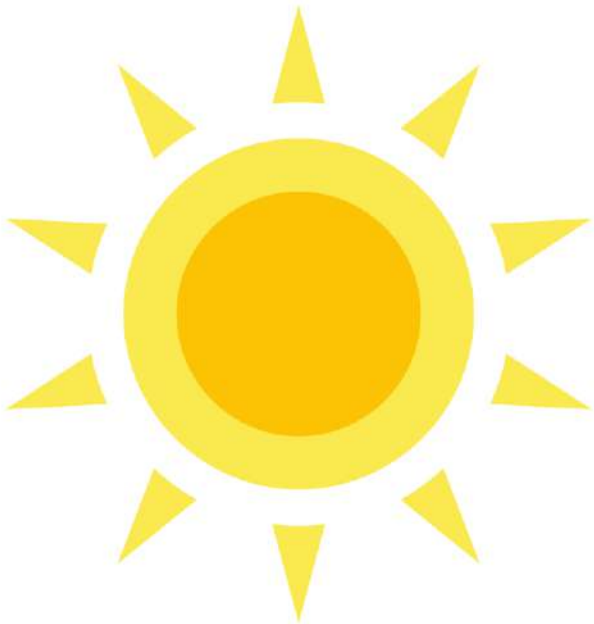
171. Wu L.Z., Selvadurai A.P.S., Zhang L.M., Huang R.Q., Huang J. Poromechanical coupling influences on potential for rainfall-induced shallow landslides in unsaturated soils. *Adv Water Resour*, 2016. 98:114–12.
172. Yang S.X., Liao, B., Yang, Z.H., Chai, L.Y., Li, J.T. Revegetation of extremely acid mine soils based on aided phytostabilization: a case study from southern China. *Sci. Total Environ*, 2016. 562, 427–434.
173. Yin J-H., Zhu J-G., Graham J. A new elastic viscoplastic model for time-dependent behaviour of normally and overconsolidated clays: theory and verification. *Can Geotech J*, 2002. 39:157–173.
174. Wang H., Zhou W., Guan Y., Wang J., Ma R. Monitoring the ecological restoration effect of land reclamation in open-pit coal mining areas: An exploration of a fusion method based on ZhuHai-1 and Landsat 8 data. *Science of The Total Environment*, 2023. 904, 166324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166324>
175. Zadorozhnaya G. A., Andrusevych K. V., Zhukov O. V. Soil heterogeneity after recultivation: ecological aspect. *Folia oecologica*, 2018. 45(1):46-52. <https://doi:10.2478/foecol-2018-0005>
176. Zadorozhnaya G., Andrusevych K. The relationship between soil heterogeneity and cellulolytic activity. стаття *Ekológia (Bratislava)*, 2021. 40(1):1–7. <https://doi:10.2478/eko-2021-0001>
177. Zanetta-Colombo N.C., Fleming Z.L., Gayo E.M., Manzano C.A., Panagi M., Valdés J., Siegmund A. Impact of mining on the metal content of dust in indigenous villages of northern Chile. *Environ. Int.* 2022. 169:107490. <https://doi:10.1016/j.envint.2022.107490>.
178. Zástěrová P., Niemiec D., Marschalko M., Durdák J., Duraj M., Yilmaz I., Drusa M. Analysis the Purposes of Land Use Planning on the Hard Coal Tailing Dumps. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2016. 44:022034. <https://doi:10.1088/1755-1315/44/2/022034>
179. Zevgolis I.E., Deliveris A.V., Koukoulzas N.C. Probabilistic design optimization and simplified geotechnical risk analysis for large open pit excavations. *Comput Geotech*, 2018. 103:153–164.
180. Zier N., Schiene R., Koch H., Fischer K. Agricultural reclamation of disturbed soils in a lignite mining area using municipal and coal wastes: the humus situation at the beginning of reclamation. *Plant and Soil*, 1999. 213, 1-2:241-250.
181. Zietek J., Karczewski J., Tomecka-Suchon S., Carcione J., Padon G., Denis C. Observations and results of GPR modelling of sinkholes in Upper Silesia (Poland). *Acta Geodaetica et Geophysica Hungarica*, 2001. 36(4):377-389.
182. Zipper C.E., Burger J., Skousen J.G., Angel P.N., Barton C.D., Davis V., Franklin J. Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines. *Environmental Management*, 2011. 47(5):751-765.
183. Бакланов В.И., Мазур А.Б. Внедрение рекомендаций по озеленению породных отвалов шахт и обогатительных фабрик Донбасса. Москва : ЦНИЭЛИуголь, 1978. 16.
184. Барабан К.І., Приходько М.М., Архипова Л.М. Оцінка перспективних екосистемних послуг планованої рекультивції териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науково-технічний журнал*, 2023. 1 (27): 23-32. [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1\(27\)-23-32](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2023-1(27)-23-32)

185. Башуцька У. Б. Антропогенно-природні сукцесії рослинності дегазованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового регіону: дис. ... канд. с.-г. наук: спец. 06.03.01. Львів, 2004. 214.
186. Бешлей С.В. Екологічні властивості *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth та його середовищотворна роль на відвалах вугільних шахт (Червоноградський гірничопромисловий район). Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук 03.00.16 – екологія. Львів, 2016. 148.
187. Бешлей С.В., Баранов В.І., Ващук С.П. Оцінка токсичності субстратів відвалів вугільних шахт методом біотестування. Науковий вісник НЛТУ України, 2011. 21.12: 98-102.
188. Босак П.В. Екологічна безпека стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району. Дисертація на здобуття наук. ст. канд.тех.наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. Львів, 2021. 218.
189. Висоцький С. П., Козир Д.А. Контроль екологічного стану породних відвалів. Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури. Харків. 2018. 3 (131):12–18.
190. Войтович С. П. Еколого-гідрогеохімічне районування Червоноградського гірничопромислового району. Геологія і геохімія горючих копалин. 2015. 1-2:161–173.
191. Гателак Х. Ю. Вплив діяльності центрально-збагачувальної фабрики м. Червонограда на стан навколишнього середовища та основні етапи рекультивації порушених земель. Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня «бакалавр». Львів, 2023. 69.
192. Генік Я.В., Стасюк О.Ю. Склад та структура флори породних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Науковий вісник НЛТУ України, 2011. 21.17: 34-38.
193. Грінюв, В. Г., Хорольський, А. О. Визначення раціонального обсягу вилучення корисних копалин із надр: маржинальний підхід. Економіка промисловості, 2020. 3(91): 82-95. http://dspace.nbuv.gov.ua/handle/123456789/171838_123456789/11280
194. Дубас Ю.Ю. Вплив териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району на стан довкілля. Дипломна робота бакалавра. Львів, 2023. 61.
195. Жуков А.В., Задорожная Г.А. Пространственно-временная динамика твердости рекультивированных почв, сформированных в результате добычи полезных ископаемых открытым способом. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 2016. 24(2):324–331. <https://doi:10.15421/011642>
196. Жуков О.В., Задорожна Г.О., Лядська І. В. Фізичні властивості рекультоземів Нікопольського марганцеворудного басейну. Питання Степового лісознавства та лісової рекультивації земель, 2014. 43: 93-102.
197. Жуков О.В., Задорожна Г.О., Маслікова К.П., Андрусевич К.В., Лядська І.В. Екологія техноземів. Дніпро: Журфонд, 2017. 442 с.
198. Задорожна Г.О. Екологічний аспект просторової неоднорідності едафотопів техногенного походження. Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені ЛесіУкраїнки. Серія: Біологічні науки, 2016. 7(332):106–116.

199. Задорожна Г.О., Бець Т.Ю. Просторова мінливість електричної провідності техноземів та зв'язок з багатством рослинності. Вісник ДДАУ, 2011. 1:70–75.
200. Задорожная Г.А. Пространственная неоднородность технозема: экологический аспект. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, 2016. 3–4 (67): 55–69.
201. Задорожная Г.А. Связь пространственной вариации твердости чернозема с экологической структурой растительного сообщества. Міжвідомчий тематичний науковий збірник «Агрохімія і ґрунтознавство». 2017. 86:69–78.
202. Зражевський А.І. Родючість нерозвинених ґрунтів на териконах Донбасу і питання озеленення териконів. Праці інституту лісівництва. Київ : Вид-во АН УРСР, 1953. 6: 120.
203. Зубов А. Оцінка можливості використання породних відвалів вугільних шахт у регіональних екологічних мережах. Вісник Львівського національного університету. Агрономія. 2019. 23: 11-18.
<https://doi.org/10.31734/agronomy2019.01.011>
204. Зубов О. Р., Зубова Л. Г., Зубов А. О. Оцінювання впливу териконів на екологічний стан агроладшафтів. Науковий вісник НЛТУ України, 2019, т. 29, № 9.
<https://doi.org/10.36930/40290909>
205. Зубова Л.Г., Зубов О.Р., Зубов А.О. Аналіз стану лісових насаджень на териконах. Таврійський науковий вісник Сільськогосподарської науки, 2019. 110(2). 142-161. <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2019.110-2.22>
206. Іванов Є.А., Андрейчук Ю.М. Ландшафтно-екологічні основи рекультивації породного терикону шахти «Візейська». V Міжнародна науково-практична конференція «Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування». Україна, м. Трускавець, 8-12 жовтня 2018 р. 68-74.
207. Какура І.В., Костенко А.І., Трахтенгерц Г.А. Санітарно-гігієнічні проблеми умов утримання відвалів відходів вуглезбагачення. Гігієна населених місць. 2021. 71: 94-104.
208. Кобезкий К.Д. Озеленить терриконы. Строительство и архитектура. 1957. 9: 16–18.
209. Ковальчук М., Крошко Ю. Паспортизація породних відвалів вуглевидобувних територій – основа створення ГІС-системи та оцінки впливу на довкілля. Гірнична геологія та геоecологія, 2021. 1(2): 35-51.
210. Кочмар І.М., Карабин В.В. Екологічна небезпека горіння вугільних териконів та перспективні методи використання відходів вуглевидобутку. Екологістика. Теорія і практика управління сміттєзвалищами, 2022. 183-197.
<https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/>
211. Кузьмішина С.В., Гнатуш С.О., Галушка А.А.. Мікробіота породних відвалів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району за внесення золи. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 2015. 23(1): 33-38.
<https://doi:10.15421/011506>
212. Кучерявий В. П., Попович В. В. Вплив фітогенного поля на оптимізацію континуально-дискретної структури рослинного покриву девастрованих ландшафтів. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства.

- Європейський досвід і перспективи: тези доп. II Міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 4-6.11.2015 р. Львів: Вид-во ЛДУ БЖД, 2015. 73–74.
213. Логгінов Б.Й., Кірічек Л.С., Корецький Г.С. До добору деревних порід для захисно-декоративного заліснення териконів вугільних шахт Донбасу. Наукові праці УСГА. 1972. 64: 46–52.
 214. Логгинов Б.И., Киричек Л.С. Методические рекомендации по защитно-декоративному облесению терриконов угольных шахт Донбасса. Киев, 1978. 34.
 215. Моклячук Л. І., Городиська І. М., Ліщук А. М. Природоохоронні технології відновлення деградованих ґрунтів у органічному землеробстві. Агроекологічний журнал. 2017. 2:134–141.
 216. Музиченко О., Ліщук С., Караїм О. Екологічна структура флори породних відвалів шахт Нововолинського гірничопромислового району. Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія: Біологічні науки, 2020, 2 (390): 38-44. [https://doi.org/ 10.29038/2617-4723-2020-390-2-38-44](https://doi.org/10.29038/2617-4723-2020-390-2-38-44)
 217. Петльований М.В., Сай К.С., Столярська О.В. Проблеми утворення пустих порід при видобуванні вугілля у Західному Донбасі: сучасний стан та можливі шляхи розв'язання. Збірник наукових праць НГУ, 2022. 71:79-90. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/71.079>
 218. Попа Ю.Н. Технология биологической консервации терриконов угольных шахт Донбасса. Киев : УСХА, 1991. 19.
 219. Попович В.В. Особливості мікроклімату териконів Нововолинського гірничопромислового району та його вплив на розвиток рослинності. Вісник ЛДУ БЖД, 2011. 5: 122-128.
 220. Приседський Ю.Г., Лихолат Ю.В. Адаптація рослин до антропогенних чинників. ДонНУ імені Василя Стуса. Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД, 2017. 98.
 221. Промышленная ботаника / под ред. В.И. Бакланова. Киев, 1980. 117–119.
 222. Сергеева К.Л. Геоінформаційний аналіз місцевості з териконами за даними космічної зйомки. Вісник Вінницького політехнічного інституту. 2016. 5: 18-23.
 223. Скорик В. Г. Опыт озеленения терриконов угольных шахт Донбасса : автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Киев : УСХА, 1976. 29.
 224. Снітинський В., Іванків М., Качмар Н., Дацко Т., Дидів А., Городиська І. Принципи рекультивації та фітомеліорації дегазованих ландшафтів. Вісник Львівського національного університету природокористування. Серія Агрономія, 2023. 27:13–21. <https://doi.org/10.31734/agronomy2023.27.013>
 225. Хорольський А.О. Наукові основи обґрунтування меж області раціонального проектування при відпрацюванні родовищ корисних копалин Физико-технические проблемы горного производства, 2021. 23:149-173. <https://doi.org/10.37101/ftpgp23.01.011>
 226. Чоботько І. І. Дослідження обробки розчинами натрієвої групи палаючих відходів вуглевидобутку на взаємодію з навколишнім середовищем. Збірник наукових праць Національного гірничого університету, 2022а. 69:112-119. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/69.112>
 227. Чоботько І.І. Обґрунтування способів та методів усунення самозаймання відходів гірничого виробництва. Вісті Донецького гірничого інституту, 2022б. 1(50):166-171. <https://doi.org/10.31474/1999-981X-2022-1-166-171>

228. Шалыт М.С., Костомаров В.И. Опытное озеленение терриконигов Донбасса. Доклады АН УССР. 1950. 5. 399–404.
229. Шпак Я.В., Запісоцька І.Р. Баранов В.І., Терек О.І. Фітотоксичність породних відвалів кам'яновугільних шахт за впливу кам'яновугільного попелу та вермигумату. Біологічні системи, 2017. 9 (1): 138-143.



екодія

Центр екологічних ініціатив

2024

