

**ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ
З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ**

**ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ**

**Павло БОСАК
Василь ПОПОВИЧ**

**ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА
ПІДТЕРИКОНОВИХ СТІЧНИХ ВОД
НОВОВОЛИНСЬКОГО
ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ
EcoLab. Том 1**

Монографія

Львів 2022

УДК 574.24+628.315.23+628.357.4

Рецензенти: **Кучерявий Володимир Панасович** – доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства та урбоекології Національного лісотехнічного університету України, академік Лісівничої академії наук України;

Назарук Микола Миколайович – доктор географічних наук, професор, професор кафедри раціонального використання природних ресурсів і охорони природи Львівського національного університету ім. Івана Франка;

Зачко Олег Богданович – доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України, професор кафедри права та менеджменту у сфері цивільного захисту Львівського державного університету безпеки життєдіяльності.

**Рекомендовано до друку рішенням вченої ради
Львівського державного університету безпеки життєдіяльності
(протокол № 3 від 26.10.2022 року)**

Босак, Павло Володимирович

Екологічна небезпека підтериконових стічних вод Нововолинського гірничопромислового району EcoLab. Том 1 : монографія/ П. В. Босак, В. В. Попович. – Львів: ЛДУ БЖД, 2022. – 231 с.

Аналізуючи стан екологічної безпеки в результаті розливання стічних вод з породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району слід відзначити, що вони стихійно стікають у низовини на місцевості та концентруються мінеральними солями. Для шахт цього району

властиві значні водоприпливи в головні та підготовчі гірничі виробки, тому утворені стоки по периметру існуючих відвалів забирають водовідвідними канавами.

Монографія присвячена дослідженням підтериконових стічних вод з породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району, аналізу системи природоохоронних заходів з метою підвищення екологічної безпеки гірничопромислового комплексу. Встановлення рівнів екологічної небезпеки стічної води, дослідження сезонної динаміки вмісту важких металів у стічних водах, проектування та розрахунок біоплато дозволять запровадити новітні форми очищення стічних вод з породних відвалів вугільних шахт та сприятимуть підвищенню екологічної безпеки регіону.

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

© П. В. Босак, 2022

© В. В. Попович, 2022

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ.....	10
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ.....	11
1.1. Екологічна небезпека відвалів вугільних шахт (вітчизняний та закордонний аспект).....	11
1.2. Рекультивація та фітомеліорація породних відвалів вугільних шахт.....	19
1.3. Вплив стічних вод з породних відвалів вугільних шахт на біоту.....	26
1.4. Досвід очищення стічних вод із породних відвалів вугільних шахт.....	31
РОЗДІЛ 2. ПРИРОДНО-КЛІМАТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МАЛОГО ПОЛІССЯ.....	40
2.1. Клімат регіону дослідження.....	40
2.2. Едафотоп та рослинність регіону дослідження.....	44
2.3. Водні ресурси регіону дослідження.....	47
2.4. Характеристика породних відвалів регіону.....	50
2.5. Об'єкт, предмет та методи досліджень.....	52
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННА НЕБЕЗПЕКА ПІДТЕРИКОНОВИХ СТІЧНИХ ВОД.....	68
3.1. Фізико-хімічні властивості відвальної породи.....	68
3.2. Радіаційний стан довкілля в регіоні дослідження.....	72
3.3. Фізико-хімічні властивості стічних вод.....	76
3.4. Видове різноманіття прибережно-водної рослинності техногенних водойм породних відвалів.....	82
3.5. Вміст важких металів у стічних водах, відвальной породи та рослинності.....	86
3.6. Вплив підвищених температур відвальної породи на розвиток піонерної сукцесії.....	92
3.7. Вміст мікрофлори у стічних водах.....	96

3.8. Особливості сезонної динаміки вмісту небезпечних компонентів у стічних водах.....	101
3.9. Моделивання поширення забруднюючих речовин у довкілля.....	107
РОЗДІЛ 4. ШЛЯХИ ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ.....	115
4.1. Геохімічні бар'єри та їх роль у відновленні довкілля гірничодобувних регіонів.....	115
4.2. Проектування та розрахунок біоплато на техногенних водоймах гірничодобувних регіонів.....	125
4.3. Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності прибережно-водної рослинності техногенних водойм породних відвалів вугільних шахт.....	139
4.4. Збереження, спрямування та формування фітоценозів-меліорантів у зоні впливу породних відвалів вугільних шахт.....	143
ВИСНОВКИ.....	152
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	155
ДОДАТКИ.....	187

ВСТУП

Монографія присвячена дослідженням фізико-хімічних властивостей підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району (Львівсько-Волинський вугільний басейн, Україна), аналізу системи заходів з метою підвищення екологічної безпеки гірничопромислового комплексу на довкілля. Встановлення рівнів екологічної небезпеки стічної води з відвалів вугільних шахт, дослідження сезонної динаміки вмісту важких металів у стічних водах териконів, проектування та розрахунок інженерної споруди біоплато дозволять запровадити новітні форми очищення стічних вод з породних відвалів вугільних шахт та сприятимуть підвищенню екологічної безпеки регіону.

У результаті проведених досліджень проб води зафіксовано перевищення вмісту солей амонію. Як відомо, головна небезпека забруднення гідросфери солями амонію полягає у перенасиченні води амоніаком. Вміст амонійних солей вище $0,1 \text{ мг/дм}^3$ свідчить про свіже забруднення води, адже аміак є першою сполукою, що утворюється при розкладі органічних нітрогеновмісних речовин. Одночасна наявність у пробах води амоніаку, нітритів та нітратів, сульфатів, гідрокарбонатів свідчить про значну забрудненість підтериконових стічних вод через окиснення породи у відвалі та її вимивання водою. Підвищення в пробах води вмісту нітритів та нітратів без виявлення амоніаку свідчить про ізоляцію джерела забруднення. Аналізуючи стан екологічної безпеки в результаті розливання стічних вод з технологічних відвалів шахт №: 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району слід відзначити, що на сьогодні зливоої каналізації на досліджуваних шахтах немає, тому дощові води з поверхонь породних відвалів та промислових майданчиків стихійно стікають у низовини на місцевості та концентруються мінеральними солями. Відомо, що для шахт цього району

властиві значні водоприпливи в головні та підготовчі гірничі виробки, тому утворені стоки по периметру відвалів забирають водовідвідними канавами.

У дослідженнях встановлено причини та наслідки зростання рівня екологічної небезпеки у гірничопромислових комплексах; сезонну динаміку вмісту хімічних речовин в підтериконових стічних водах з шахтних териконів; вміст важких металів у стічних водах та рослинності; запропонований науково обґрунтований розрахунок біологічних ставок для очистки стічних вод та заходи подолання негативного впливу техногенного забруднення стічних вод на біоту; за допомогою геоінформаційних систем відкритого доступу здійснено аналіз якості водних об'єктів досліджуваного регіону. Показники якості води підтверджують той факт, що поряд із вітровою ерозією териконів, дослідженню якої присвячена велика кількість наукових робіт, гостро стоїть питання саме водної ерозії териконів, яка призводить до вимивання токсичних політантів і забруднення ними ґрунту та підґрунтових вод, поширюючись із підтериконовими стічними водами на значні відстані прилеглих територій, зокрема на поверхневі води р. Західний Буг.

Вклад авторів:

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

Ключові слова: екологічна безпека, породні відвали, вугільна шахта, терикон, ревіталізація, підтериконові стічні води, гірничопромисловий район, біоплато.

INTRODUCTION

The monograph is devoted to researches of physical and chemical properties of subtericone sewage of waste heaps of coal mines of Novovolynsk mining area (Lviv-Volyn coal basin, Ukraine), and analysis of the measures system to increase the environmental safety of the mining complex. Establishing the levels of environmental hazard of wastewater from coal mine dumps, investigation of the seasonal dynamics of heavy metals content in wastewater from waste heaps, design and calculation of bioplates gives an opportunity to introduce the advanced technologies for treatment of wastewater from mine waste heaps and improve environmental safety of the region.

The analysis of water samples detected an increase in the content of ammonium. It is known that the main danger of hydrosphere pollution with ammonium is the supersaturation of water with ammonia. The ammonium content of above 0.1 mg/dm³ indicates the water pollution, because ammonia is the first compound formed during the decomposition of organic nitrogen-containing substances. Simultaneous occurrence of ammonia, nitrites and nitrates, sulfates, bicarbonates in the water samples indicates a significant contamination of wastewater due to oxidation of the dump rock and its leaching with water. An increase of nitrites and nitrates content in water samples without ammonia indicates the isolation of the source of contamination. Analyzing the ecological situation as a result of spillage of wastewater from dumps of mines №: 2, 4, 9 of Novovolynsk mining area it should be noted that currently storm sewer system is absent there, so rainwater from the surfaces of waste heaps and industrial sites spontaneously drain in lowlands and concentrates by mineral salts. It is known that the mines of this area are characterized by significant inflows into the main and preparatory mining, for this reason the effluents around the perimeter of the existing dumps are collected in water diversion channels.

The causes and consequences of the growth of environmental hazard level in mining complexes; seasonal dynamics of the chemicals content in wastewater from mine heaps; heavy metals content in wastewater and vegetation were established. Scientifically substantiated calculation of biological ponds for wastewater treatment and measures to overcome the negative impact of man-made wastewater pollution on biota were suggested. By applying of open access geographic information systems the analysis of the water bodies quality of the region was carried out. Water quality indicators confirm the fact that, along with wind erosion, being the subject of a many scientific research, the issue of water erosion of heaps is acute, as it leads to leaching of toxic pollutants and contamination of soil and groundwater. spreading with subtericone wastewater over considerable distances of adjacent territories, in particular to the surface waters of the Western Bug.

Contribution of authors:

The monograph uses the results of the dissertation of Candidate of Technical Sciences Pavlo Bosak and scientific publications of Doctor of Technical Sciences, Professor Vasyl Popovych.

Keywords: environmental safety, waste heaps, coal mine, waste dump, revitalization, sub-heap wastewater, mining area, bioplateau.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ

АПАР – аніонні поверхнево активні речовини

ГПК – гірничопромисловий комплекс

ГПР – гірничопромисловий район

ГДК – граничнодопустима концентрація

БСК – біохімічне споживання кисню

ПАР – поверхнево активні речовини

ХСК – хімічне споживання кисню

зВ – зіверт, одиниця вимірювання ПЕД

ПЕД – потужність еквівалентної дози

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ

1.1. Екологічна небезпека відвалів вугільних шахт (вітчизняний та закордонний аспект)

Важливе значення при добуванні вугілля має утворення породних відвалів (териконів), які як відомо, є штучним насипом, концентратором «порожніх порід», витягнутих при підземній розробці вугільних родовищ. Цей вид твердих промислових відходів, крім того, що займає значні території, є комплексним джерелом негативного навантаження, щодо екології. За роки промислово-господарської діяльності людини на території країни було утворено і накопичено понад 1 млн м³ відходів у вигляді породних відвалів. Зараз основне завдання полягає в розробці нових технологій з утилізації та переробки відвальної маси териконів. Залежно від технології відвалоутворення розрізняють конічні (терикони), хребтові і плоскі відвали. Найбільшої шкоди природному ландшафту завдає відсіпання конічних і хребтових відвалів, висота яких в окремих випадках досягає 110-120 м. [2, 6, 18, 22, 166]. Проаналізуємо кожний чинник, що становить небезпеку від відвалів вугільних шахт.

Головні небезпечні процеси, які відбуваються на відвалах це, насамперед вітрова і водна ерозія, внаслідок чого забруднюється атмосферне повітря, ґрунтовий покрив і поверхневі та підземні води. Включення породних відвалів з недостатньо розвиненим фітоценозом в екомережу як відновлюваних територій і проведення фітомеліорації поверхні відвалів одночасно знизило б їх негативний вплив на довкілля. Також одним з небезпечних процесів на териконах вугільних шахт є горіння відвальної породи. Провідна роль при горінні породи належить діяльності мікроорганізмів, адже вміст сірки у відвалах часто сягає 10%, сульфідна сірка – 85%. Її окиснення здійснюється тіоновими бактеріями (*Thiobacillus ferrooxidans*). Тіонові бактерії

являють собою, зазвичай, автотрофні мікроорганізми, що використовують CO_2 для побудови свого тіла і отримують енергію при окисненні сірки і її відновлених продуктів. Вивчення умов розвитку мікроорганізмів у зонах окиснення сульфідних родовищ встановило їх стійкість при температурах від $+2^\circ\text{C}$ до $+70^\circ\text{C}$, рН середовища – від 1 до 8. При цьому розвиток бактерій протікає в умовах високої вологості породної маси. Ці дані показують, що мікроорганізми стійкі в умовах кислого середовища, оскільки при окисненні сульфідів утворюється сульфатна кислота, проте вони переносять високих температур. Мікроорганізми здійснюють процес окиснення, який супроводжується виділенням тепла і розігрівають певну зону, а власне горіння може протікати всередині терикона в сприятливих умовах при доступі достатньої кількості кисню, коли відбувається загоряння органічної частини вугілля [3, 19, 33, 61, 113].

Крім того, при окисненні виділяється вуглекислота, нітроген оксид (IV), який із водою утворює нітратну кислоту. При нестачі кисню в осередках горіння в парогазових викидах міститься сірководень, вуглеводні, амоніак, оксид карбону (II). При виході на поверхню частина породного відвалу утворюють кірочки, нальоти, кристалічні або сферолітові агрегати нових мінералів, серед яких переважають сульфати, сульфіди і карбонати. Інша частина окиснених сполук випаровується в атмосферу, наповнюючи її шкідливими речовинами [15].

Горіння і окиснення відвальних порід супроводжується викидами широкого спектра легких органічними речовин, основним із яких є водяна пара, що утворюються при випаровуванні та потрапляють в зону атмосферних опадів, а також при вивільненні породової і кристалізаційної води безпосередньо з мінералів та порід. Для більшої частини новоутворених мінералів (гідрокарбонатів, фосфатів, карбонатів, сульфатів) вода є

мінералоутворюючим середовищем. Разом з парогазовими викидами в атмосферу з боку шахтних териконів можуть потрапляти сполуки токсичних елементів – миш'яку, кадмію, ртуті. Розігрів органічної частини вугілля в осередках окиснення супроводжується її термічним розкладанням, аналогічним процесу піролізу. При цьому утворюються органічні компоненти: феноли, моноетаноли, нафтопродукти, формальдегіди [16, 32].

Наприклад, у Китаї та Польщі інтенсивно розробляються системи моніторингу теплового стану вуглепородних відвалів і вчені запропонували системи дистанційного моніторингу з використанням тепловізорів, які значно полегшують проведення спостережень і здійснення контролю. Необхідно досліджувати відомі способи моніторингу вуглепородних відвалів і прогнозувати місця виникнення осередків самозаймання з метою швидкого реагування на процес горіння відвальної маси, що підтверджує актуальність цієї проблеми для гірничопромислових регіонів. Тривимірна модель розподілу температури була розділена на три категорії на основі різних температурних рівнів спостережуваних зон. Запропонована методологія може бути корисна при проведенні моніторингу відвалів для своєчасного визначення місця розташування потенційних осередків та раннього запобігання і запобігання загоряння [148, 156-165, 236-237, 265].

В Австралії, крім випадків самозаймання відвалів, відзначаються також випадки самозаймання вугілля при веденні відкритих гірничих робіт. На сьогодні для профілактики загоряння відвалів розроблені спеціальні схеми укладання відходів, які не допускають надходження повітря в тіло відвалу. Попередньо на майданчиках, планованих для розміщення вуглепородних відвалів, знімають верхній родючий шар ґрунту, потім створюють ізолюючий шар з інертних матеріалів по периметру відвалу на висоту кожного

новоутвореного ярусу для запобігання виникненню окремих осередків горіння на глибині і переміщення їх від поверхні відвалу в сторону його укосу. Одночасно по зовнішньому контуру ярусів формують насип з інертних матеріалів, потім проводять відсипання і складування породи вирівнюючого шару майданчика з подальшим ущільненням відвальної маси кулачковими катками. Після цього на схилах укладають шар ґрунту і навесні висаджують дера. Таким чином, вся бічна поверхня відвалу виявляється озеленою, що перешкоджає вітровій ерозії і надходженню повітря у відвал [11, 239-244].

Проблема загоряння відвалів є дуже актуальною і для Німеччини. У роботі Пала М. Х. зазначається, що самозайманню відвалів сприяє проникненню кисню до відвальної маси через її пухке насипання. У 1967 р. в Німеччині було видано директиви, що містять правила і технології відсипання, в яких лімітувалася певна висота відсипання відвалів. Також відвали пропонується рекультивувати та озеленювати, щоб використовувати їх як частину природного ландшафту.

Зростання концентрації кремнезему, глинозему і оксидів феруму обумовлено їх практично нерухомим станом в процесі окиснення. Ці компоненти не можуть переходити в високомінералізований водний розчин, що насичений сульфатами, тому їх концентрація збільшується завдяки винесенню рухомих компонентів з вихідних порід при окисненні або горінні останніх. При цьому монолітні породи стають пористими. У перехідних зонах ці пори заповнюють легкорозчинні водою сульфати, гідрокарбонати, а на видаленні від осередків окиснення, де вимивання цих мінералів атмосферними водами випереджає процеси їх утворення, спостерігається утворення порожним різної форми. Ці порожніми утворюються на місці раніше існуючих окиснених мінеральних агрегатів і органічної речовини [18-20, 36].

Таким чином, негативний вплив на довкілля породних відвалів в умовах урбанізованого середовища можна систематизувати, як:

- зміну гідрогеологічного режиму територій;
- хімічну та радіологічну токсикацію ґрунтів і стічних вод та порушення рівноваги геологічного, фізичного і механічного стану відвального масиву;
- видування і вимивання шкідливих компонентів, забруднення земель і зменшення їх родючості;
- спільний вплив відвалів вугільних шахт, які горять при змиканні зон поширення продуктів горіння;
- вплив на орні землі та кормові угіддя.

Отже, екологічна безпека шахтних породних відвалів в умовах урбанізованого середовища є негативною на біоту. Для її оцінки у кожному конкретному випадку потрібні спеціальні екологічні дослідження для розробки природоохоронних заходів щодо мінімізації негативних впливів на довкілля. Це, перш за все: запобігання викидам, організація поверхневого стоку, запобігання фільтрації атмосферних опадів у горизонти підземних вод, рекультивація та озеленення. Найоптимальнішим є розбирання відвалів і утилізація породної маси з урахуванням її фізико-хімічних, фізико-механічних, мінерально-геохімічних властивостей.

Науковці [82, 129, 132, 144, 168-174] дали практичні рекомендації до проектування і технічного обслуговування відвалів, а саме:

- в основі відвалу не повинно бути глинистих і сланцевих відкладень оскільки такі породи можуть деформуватися і стискатися через зміну вмісту в них вологи;
- основа повинна бути рівна і тверда, вільна від виходів на земну поверхню корисних копалин;
- вугілля і порожні породи необхідно складувати разом, для запобігання самонагріванню;

- породи слід укладати рівними шарами й ущільнювати;
- при проектуванні відвалу повинна бути врахована дренажна система;
- краще вибирати для розміщення відвалу долиноподібні рівнини для обмеження повітряного потоку;
- при виборі розміру і форми відвалів повинні враховуватися не тільки розрахункова місткість відвалу, а й принципи, що запобігають самозайманню відвальної маси;
- вісь відвалу повинна бути обрана в напрямку переважаючих вітрів.

Дефляції характеризуються впливом вітру з відривом від поверхні терикона твердих частинок різного розміру. Траєкторія їх переміщення вітром і відстань від підніжжя відвалу, на якому відкладається кожна частинка, є функціями таких змінних: розташування точки відриву кожної частинки від поверхні відвалу, її діаметра і швидкості вітру. Процес забруднення території породою, що виноситься вітром з поверхні відвалів, розглядався авторами як такий, що має три складові: багаторічне віднесення вітром частинок породи, яка вільно падає при відсіпанні відвалу на його верхівку, на різні відстані в сторону від вертикалі; багаторічна дефляція поверхні відвалу в період відсіпання; щорічна дефляція поверхні, що відбувається після закінчення його відсіпання [20, 156, 183].

Вивітрювання порід супроводжується зміною їх мінерального та хімічного складу. Значна частина компонентів порід вимивається водними розчинами і мігрує в біоту, локалізуючись у найближчих ґрунтах, рослинному покриві та у водовмісних териконів вугільних шахт. Процеси пилоутворення і газовиділення шкідливих речовин в атмосферу посилюються в багато разів при горінні породних відвалів.

Негативні геофізичні процеси проявляються в різних аспектах. Породна маса має додатковий тиск на ґрунти

основи терикона, що призводить до зміни їх фільтраційних властивостей. Однак найсуттєвіший вплив проявляється у заміщенні в зонах аерації ґрунтів і водовміщуючих породах, і це призводить до їх вторинної мінералізації, а також супроводжується перерозподілом більшої частини макро- і мікрокомпонентів. Таким чином, крім безповоротно втрачених ділянок ґрунту, розташованих в основі відвалів, з точки зору сільськогосподарського значення варто звернути увагу на інженерно-геологічні аспекти в частині впливу на ґрунти, які оточують терикони [46].

Викиди з боку териконів можуть поширюватися на сотні метрів, захоплюючи великі площі, в тому числі селітебні території. Компоненти викидів, осідаючи на земну поверхню, забруднюють ґрунти. При цьому формуються ореоли розсіювання. Найбільш забрудненими є заболочені ділянки долин річок і балки. Досвід проведення періодичного екологічного моніторингу ґрунтів поблизу териконів показує, що такі ґрунти мають підвищений фон, який часто перевищує ГДК кадмію, арсену, меркурію, плумбуму і сульфат-іона. Головним джерелом забруднення ґрунтів цими компонентами є численні викиди з боку відвалів [12, 19, 32].

Забруднюючі речовини в ґрунтах біля підніжжя териконів є джерелами забруднення водного середовища сульфатами і токсичними компонентами. При цьому забруднюється поверхневий стік, що вилуговує розчинні сульфати з поверхні териконів і ґрунтів та підземні води в процесі інфільтрації забруднених атмосферних опадів. Відомо, що поверхневі та підземні води міської межі мають високу мінералізацію (більше 2 г/л), жорсткість (більше 15 мг-екв/л), сульфатно-натрієвий склад [30, 35].

Скидання забруднених стоків згубно впливає на водні ресурси, особливо на малі річки, екологічний стан більшості з яких близький до критичного. Більшість річок поблизу вугільних відвалів відносяться до категорії «брудних» і

«дуже брудних», а показники якості води в них значно перевищують ГДК забруднюючих речовин. Обстеження, що проводяться органами обласної санітарно-епідеміологічної станції, показують, що понад 60% проб води, взятих з відкритих водойм, не відповідають гігієнічним нормативам за хімічними показниками і майже 40% – за бактеріологічними.

Господарська діяльність вугільних підприємств призводить до значних порушень ландшафту на відведених землях. Так, площа порушених земель становить понад 20000 га, адже під відвалами зайнято значну кількість землі. Багато шахт ставлять питання про виділення нових земельних територій для відводів вод у зв'язку з тим, що більшість відвалів вичерпали свої ресурси і потребують переформування [43, 55].

На сьогодні зниження негативного впливу на довкілля гірничопромислових комплексів здійснюється в основному за допомогою методів очищення і знезараження стічних шахтних вод, викидів в атмосферу, рекультивації порушених земель, утилізації відходів. Але, на жаль, практично всі ці методи спрямовані на усунення наслідків впливу існуючих технологій видобутку і переробки вугілля, а не на їх запобігання їм безпосередньо за рахунок зміни технології виробництва. Як показує європейський досвід, шляхом будівництва природоохоронних об'єктів повністю вирішити проблему захисту біосфери від шкідливого впливу виробництва не вдасться. Тому, екологічна безпека в гірничопромислових районах залишається напруженою, триває щорічне накопичення твердих відходів видобутку і збагачення вугілля, велика кількість токсичних компонентів продовжує викидатися і розсіюватися зі стічними водами або концентруватися у відвалах вугільних шах [27, 42].

Основними джерелами викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря є діючий негорючий плаский породний відвал. Безперервна міграція до поверхні

глибинних газів супроводжується більш-менш активним рухом підземних вод закономірно призводячи до утворення в вугленосних товщах вертикальної газової зональності і пов'язаної з нею гідродинамічної зональності.

Загалом же, природні гази вугленосних відкладень являють собою багатокомпонентні суміші вуглеводнів виду C_nH_{2n+2} і неуглеводневих сполук: азоту, вуглекислого газу, сірководню, інертних газів (переважно He, Ar), водню, рідко – парів ртуті. Поза зоною газового вивітрювання вони представлені в основному метаном (вміст від 70 до 99%), важкими вуглеводнями (від слідів до 15-20%), азотом (від 1-5 до 25-30%) і вуглекислим газом (здебільшого, від слідів до 1,5-2,0%) [79, 87].

З віддаленням від поверхні метанової зони на більшості вугільних родовищ спостерігається інтенсивне зростання вмісту метану від 70 до 90-95%, при подальшому поглибленні відзначається деяке зменшення його вмісту до 80-85% через зростання частки важких вуглеводнів. Концентрація азоту і вуглекислоти в природній газовій суміші з глибиною, зазвичай, зменшується. Підвищена концентрація гелію пояснюється переважно належністю до зон неглибоко залягаючого кристалічного фундаменту і великих довгоживучих розломів, водню – до порушених зон і проявів магматизму [7, 31].

1.2. Рекультивация та фітомеліорация породних відвалів вугільних шахт

Метою рекультивации є відтворення продуктивності територій, порушених вугільною промисловістю та можливість надалі їх використовувати в господарській діяльності, що передбачає проведення комплексу інженерних, гірничо-технічних, меліоративних, сільськогосподарських та лісогосподарських робіт. Перші спроби рекультивации територій, порушених вугільною промисловістю, розпочалися

ще в кінці XVIII ст. у Німеччині, перед початком використання Рейнського буро-вугільного басейну [116-117, 119].

З початку XX ст. подібні роботи проводилися у США та Англії. У цей час перевага надавалась найзручнішим та найменш затратним методам фітомеліорації – створенню лісових насаджень різного цільового призначення, що насамперед, передбачає покращення та охорону довкілля. Досить часто фітомеліоративні роботи обмежувались тільки заходами щодо сприяння природному відновленню порушених територій. Поряд із тим, на територіях значного відчуження сільськогосподарських та лісогосподарських угідь проводять також і дорогі заходи із відновлення порушених земель та повернення їх у сільськогосподарське й лісогосподарське використання.

На технологічному етапі проведення робіт із відновлення порушених територій перевага надається лісогосподарській фітомеліорації. Так, у Німеччині, на території Рейнського та Рурського вугільних басейнів до 1920 р., коли ще не проводилось селективне розкриття порід, відпрацьовані відвали заліснювали тільки акацією білою (*Robinia pseudoacacia* L.) та вільхою чорною (*Alnus glutinosa* (L) Gaertn.). З 1928 р. заліснення порушених земель проводили і іншими листяними та хвойними деревними породами, зокрема дубом звичайним (*Quercus robur* L.), дубом північним (*Quercus borealis* L.), кленом-явором (*Acer pseudoplatanus* L.), модриною європейською (*Larix decidua* Mill.). У Великій Британії з метою лісовідновлення відвалів вугільної промисловості використовували близько 20 видів хвойних і листяних порід, серед яких найпоширенішими були такі: акація біла (*Robinia pseudoacacia* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), береза пухнаста (*Betula pubescens* Ehrh.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) та горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.). У США перші спроби фітомеліорації порушених земель проведені на вугільних кар'єрах Індіани, де в 1917 р.

створені насадження із фруктових дерев. Найкращими породами для заліснення порушених територій визнані акація біла (*Robinia pseudoacacia* L.), вільха чорна (*Alnus glutinosa* Gaertn.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), ялівець віргінський (*Juniperus virginiana* L.) та платан західний (*Platanus occidentalis* L.) [50, 120, 144, 212, 226, 238, 258].

Необхідність відновлення порушених ландшафтів знайшла відображення в низці законів і постанов країн, які зобов'язують промислові підприємства проводити фітомеліорацію та рекультивацію порушених земель та відтворювати ландшафти наближені до природних. Широке застосування відкритих способів розроблення родовищ корисних копалин і розвиток промисловості у Великій Британії призвели до відчуження значних площ сільськогосподарських та лісгосподарських угідь. Заходи із відновлення порушених територій в країні проводяться під керівництвом Національної вугільної Ради, створеної в 1974 році Лісовідновлення порушених територій проводять шляхом створення мішаних насаджень із використанням 23 видів деревних порід [125, 130, 229].

Лісгосподарська фітомеліорація, якій надають перевагу в країні, здійснюється, зазвичай, шляхом садінням невибагливих до ґрунтових умов деревних і чагарникових порід. На відвалах розробок корисних копалин у верхніх частинах схилів рекомендується садіння чагарників, в середніх частинах – деревні породи невибагливі до ґрунтових умов та зміни мікрокліматичних умов, біля підніжжя схилів – деревні пори, що характеризуються швидким ростом кореневої та надземної частин.

Варто виокремити значний обсяг фітомеліоративних робіт в Україні, що були проведені у 60 роках ХХ століття: створення у степовій і лісостеповій зонах системи полязахисних смуг; формування водорегулюючих та берегоукріплюючих насаджень у басейні Дніпра, пов'язаних із створенням Дніпровського каскаду водосховищ; заліснення

Олешківських пісків та пісків Полісся; масове озеленення міст і робітничих селищ; біологічна рекультивация відвалів, териконів, кар'єрів, звалищ, створення протиерозійних посадок, створення промислових санітарно-захисних зон. Площа цих фітомеліоративних посадок становить сьогодні в Україні понад мільйон гектарів [68, 72].

Залежно від цільового використання розрізняють такі напрями рекультивациі техногенних ландшафтів: сільськогосподарський (створення на порушених землях орних площ, пасовищ, садів, ягідників, тощо); лісогосподарський (створення лісових культур цільового призначення); водогосподарський (створення різних штучних водойм); рекреаційний (створення зелених відпочинкових зон поблизу великих населених пунктів); санітарно-гігієнічний (озеленення й консервування гірничих відвалів та промислових площ); будівничий (приведення порушених земель у стан, придатний для промислового і житлового будівництва) [143-145, 156].

Створення на порушених територіях сільськогосподарських угідь потребує значних коштів, оскільки передбачає суцільне планування порушеної території, нанесення потенційно родючих та родючих ґрунтів, регулювання водного режиму та балансу поживних речовин шляхом глибокого обробітку ґрунту та внесення великої кількості мінеральних і органічних добрив. Підбір культур та проведення на рекультивованих землях агротехнічних заходів визначається придатністю ґрунтів [78, 80]. Так, гірські породи відвалів є малопродатними для росту і розвитку сільськогосподарської рослинності через відсутність необхідної кількості органічної речовини та нітрогену, бідності на зольні елементи живлення, несприятливу реакцію ґрунтового середовища. Тобто, ґрунтовий покрив відвалів часто не має основної властивості – ефективної родючості. З метою опрацювання ефективних методів відтворення порушених

ґрунтів та практичного їх використання, науковці [141, 147, 152, 204] пропонують різні варіанти класифікації рекультивованих ґрунтів, сформованих на технічному етапі рекультивації земель, порушених під час відкритого видобутку корисних копалин.

Ґрунти техногенних ландшафтів, які відтворюються без втручання людини під впливом абіотичних і біотичних чинників, віднесені до елювіоземів та ембріоземів, а до техноземів – відповідно, рекультивовані ґрунти внаслідок відсіпання внесеного гумусового субстрату. Пришвидшення процесу первинного ґрунтоутворення можна забезпечити цілеспрямованими заходами щодо штучного створення деревних і чагарникових посадок, посівом сумішей трав'янистих рослин, здійснюючи різноманітні заходи для оптимізації водного режиму ґрунтів, регулюючи в них баланс основних поживних речовин.

Результати досліджень науковців [69, 72, 160] у виборі ефективного напрямку проведення рекультиваційних робіт в межах техногенних екотопів має аналіз природних сукцесійних процесів та оцінка процесу самовідновлення рослинного покриву, що дозволить визначити напрямок фіторекультивації. Поширеним способом покращення властивостей ґрунтового покриву відвалів є нанесення на їх поверхню гумусового шару ґрунту. Потужність гумусового шару визначається цільовим використанням території та видовим складом культур і коливається від 30 см до 2 м. Природно, чим більша потужність шару, тим більші затрати на одиницю площі, що рекультивується.

Відповідно до досліджень науковців [74-76], лісові насадження визнані потужним ґрунтоутворюючим фактором, який значно впливає на їх морфологічну будову, фізико-хімічні та біологічні властивості. При створенні лісових насаджень акцентується увага на підборі асортименту деревних видів, які здатні підвищувати родючість

грунтосумішей. Встановлено, що мікоризація сприятливо впливає на водний баланс рослин, підвищуючи їх посухостійкість. Узагальнюючим показником позитивного впливу ектомікоризи на розвиток рослин є кращий їх ріст. Штучна мікоризація позитивно впливає на приживлюваність і подальший ріст сіянців, висаджених на лісокультурній площі. На техногенних об'єктах, за нестачі доступних для рослин елементів мінерального живлення (особливо нітрогену і фосфору), несприятливому водному і повітряному режимі наявність мікоризи є важливим фактором адаптації рослин до змінених умов середовища [84, 94-97].

Початковою стадією суцесійного ряду розвитку рослинності нерекультивованих породних відвалів приурочена до всіх екоотопів, відзначена деревна стадія, яка характерна для окислених порід десятирічного періоду. Встановлено, що сформовані внаслідок самозаростання природні фітоценози, доцільно використовувати для формування своєрідного фітокаркасу, що дозволить уникнути технічного етапу рекультивації. Поряд з тим, пропонується підсилювати окремі властивості природних фітоценозів, шляхом впровадження швидкоростучих оліготрофів, здатних формувати значну підземну і надземну біомасу та збагачувати органічною речовиною. Збагачення фітоценозів на окремих ділянках слід проводити з урахуванням особливостей поширення зональної рослинності [4, 58-60].

Відвали шахтних порід після винесення їх на поверхню землі трансформуються, потрапляючи в нові умови термодинамічного режиму. Внаслідок процесів вивітрювання відбуваються зміни хімічних та фізичних властивостей. Фізичне вивітрювання включає в себе механічне руйнування породи, передумовою чого є добові та сезонні зміни мікрокліматичних показників.

Хімічне вивітрювання включає такі аспекти [44, 50, 75]:

- окиснення хімічних елементів при наявності кисню із збільшенням їх валентності. У процесі вивітрювання сульфідів, які містяться у марказитах, піритах тощо, спочатку окиснюється сульфур з утворенням сульфату Феруму і сульфатної кислоти: $2\text{FeS}_2 + 7\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{FeSO}_4 + 2\text{H}_2\text{SO}_4$, потім окислюється ферум із двовалентного у тривалентний: $2\text{FeSO}_4 + \text{O}_2 + 5\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{H}_2\text{SO}_4$, H_2SO_4 активно руйнує породу;

- розчинення гірських порід у водній фазі;
- гідроліз, який супроводжується взаємодією мінералів з водою, внаслідок чого утворюються нові іони і нерозчинні складові;
- гідратація, яка відбувається в мінералах внаслідок приєднання молекул води;
- відновлення – реакції, протилежні окисненню;
- карбонатизація – утворення карбонатів із сполук внаслідок поглинання CO_2 .

Окрім хімічного вивітрювання, у породі відбувається і біохімічне вивітрювання, для якого характерний процес хімічних змін породи та механічне руйнування під впливом організмів і продуктів їх метаболізму (гриби, водорості, синьо-зелені водорості, лишайники, мохи), які активно змінюють породу. Під мохоподібними збільшується кількість вторинних мінералів та дещо зменшується вміст уламкового матеріалу, а значна кількість бактерій у складі мікрофлори під бріофітним покривом сприяє переважанню у гумусі гумінових кислот [109, 113]. Відомо, що шахтні породи за своїм хімічним, мінералогічним та дисперсним складом, містять небезпечні для довкілля підвищені концентрації токсичних сполук, небезпечних компонентів та важких металів [1, 31].

1.3. Вплив стічних вод з породних відвалів вугільних шахт на біоту

В Україні значна увага приділяється екологічному стану стічних вод з відвалів вугільних шахт, що включає в себе оцінку їх фізико-хімічних, фізико-механічних, водно-фізичних властивостей. На сьогодні фізико-хімічні властивості стічних вод з відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району вивчено недостатньо. Загальновідомо, що така виробнича діяльність підприємств вугільної галузі негативно впливає на довкілля, порушує природну екологічну рівновагу. Такі порушення призводять до виснаження і забруднення підземних вод, річок і водойм, що протікають поблизу відвалів, затоплення і заболочування ґрунтового покриву поблизу підприємств, до значного засолення ґрунтів з поступовим вилученням земельних площ з сільськогосподарського обробітку.

Водна ерозія призводить до розширення площі відвалів. Для стічних вод з відвалів характерні підвищена природна мінералізація (від 2 до 10 г/л, в окремих випадках понад 20 г/л), бактеріальна забрудненість, значний вміст зважених речовин (від 20 до 500 мг/л), наявність нафтопродуктів і мікрокомпонентів – важких металів, небезпечних і токсичних хімічних елементів та сполук, що унеможлиблює їх використання без спеціального очищення і демінералізації [37]. Зараз практично на всіх діючих і закритих підприємствах вугільної промисловості шахтні води очищаються тільки від механічних домішок (зважені речовини, нафтопродукти) і бактеріальних забруднень.

На сьогодні із териконів Нововолинського ГПР здійснюється скид забруднених шахтних вод у ріки Західний Буг (притоку ріки Вісла) та Студянка, а складування відходів на берегах призводить до зміни гідрохімічного і гідродинамічного режимів. Вода набуває підвищеної кислотності (рН 2,3-3,1), збагачується окисами заліза, сульфат-іонами, сполуками

кремнію та іншими небезпечними речовинами. Довготривалий скид неочищених вод супроводжується зниженням здатності ріки до самоочищення, нагромадженням намулу, утворенням небезпечних хімічних речовин.

Однією з важливих властивостей едафотопів промислових відвалів, що перешкоджає поселенню на їх поверхні і росту рослин, є фітотоксичність компонентів відвальних порід. Фітотоксичність териконів Новолинського гірничопромислового району визначається засоленням і концентрацією водорозчинних солей, кількість і якість яких тісно пов'язана з рН. Загальна засоленість визначається вмістом сульфат-іону (SO_4^{2-}). Фітотоксичність техногенних ектопів характеризується також несприятливими для зростання рослин високою концентрацією водорозчинних речовин і сильно кам'янистим гранулометричним складом [38, 45].

Ситуація набирає нового звучання, якщо згадати, що територія Львівсько-Волинського басейну розташована у безпосередній близькості до Головного Європейського вододілу. Тут беруть початок крупні річкові системи басейнів Чорного і Балтійського морів, є прямий вихід річок, зокрема р. Західного Бугу. Позабалансові ресурси кам'яного вугілля становлять понад 0,5 млрд т виявлено 6 вугільних родовищ: Міжріченське, Забузьке, Волинське, Сокальське, Тягловське, Карівське [33, 36].

З наукових досліджень [94, 103, 154, 170] відомо, що стічні води з технологічних відвалів Новолинського гірничопромислового району мають значний вміст різних солей, а саме сульфат-іонів. Така висока мінералізація виникає внаслідок руху до водозбірників та взаємодії такої води із гірськими породами відвалів, а крім того, на своєму шляху стічна вода збагачується продуктами руйнування гірських порід (сульфати та солі лужноземельних елементів) та вугілля. Стікаючи відпрацьованим простором і

накопичуючи в собі мінеральні та механічні домішки, така вода отримує нові фізико-хімічні властивості, які в свою чергу значно впливають на якісні показники довкілля.

Даючи загальну характеристику стічних вод з технологічних відвалів Нововолинського гірничопромислового району, слід враховувати такий показник, як значення кислотно-лужного потенціалу, який сильно впливає на загальні фізико-хімічні властивості підтериконових стічних вод. Згідно з прийнятою класифікацією, за значенням кислотно-лужного потенціалу стічні води поділяють на 3 основні класи: I клас – кислі, коли водневий показник менше 6,5; II клас – нейтральні, коли значення кислотно-лужного потенціалу має значення 6,5-8,5; III клас – лужні, якщо значення водневого показника вище за 8,5 [104, 129].

Коли почали розвивати Нововолинський гірничопромисловий район, то за рівнем мінералізації води річок тут були прісними з невеликою кількістю завислих речовин. Аналізуючи хімічний склад, слід сказати, що такі води мають гідрокарбонатно-кальцієвий, гідрокарбонатно-натрієво-кальцієвий склад із мінералізацією до 0,4-0,6 г/дм³. За відсотковим вмістом, тут переважали гідрокарбонати (300 мг/дм³) із невеликим вмістом сульфатів (до 30 мг/дм³). Характерними були невеликі сезонні зміни компонентного складу в межах ГДК. За показником кислотно-лужного потенціалу (рН), води річок були близькими до нейтральних (рН понад 7), помірно жорсткі (7 моль/м³) з підвищеним вмістом барію та феруму та малим вмістом фтору. У період будівництва шахт найвищий сумарний водоприплив був на шахтах № 9 (70 м³/год.), № 4 (40 м³/год.) та № 2 (30 м³/год.). Під час проходження та відпрацювання гірничих виробок на їх обводнення впливають підземні води горизонтів із глибини понад 10-15 м, а також води із затопленого простору старих гірничих виробок [21, 133, 155-157].

Аналізуючи стан екологічної ситуації в результаті поширення у біоту підтериконових стічних вод з породних відвалів шахт №: 2, 4, 9 Нововолинського ГПР слід наголосити, що зараз зливової каналізації на досліджуваних шахтах немає, тому дощові води з поверхонь породних відвалів та промислових майданчиків стікають у низини на місцевості, потрапляючи на сільськогосподарські угіддя та на поверхневі води р. Західний Буг [18-20, 159, 224].

За рівнем механічного забруднення стічні води із технологічних відвалів можна розділити на три категорії: нормативно чисті, які скидаються у близько розташовану річку без очищення; нормативно очищені, які додатково очищуються на очисних спорудах та недостатньо очищені і забруднені, які неможливо очистити в даних умовах. Обсяг стічних вод останньої категорії становить понад 75%, а головними забруднювачами стічних вод є вже неодноразово згадувані вище мінеральні солі. На більшості шахт України скидають стічні води у річки після очищення їх від завислих механічних домішок та бактеріальних забруднень на очисних спорудах, потужність яких становить понад 900 млн м³ на рік. Основними спорудами з такої очистки є горизонтальні відстійники, ставки-освітлювачі, станції фізико-хімічного очищення і хлораторні, а їх ефективність очищення становить у горизонтальних відстійниках (6-8 %), а у ставках-освітлювачах (10-90 %). Але у зв'язку зі значним старінням шахтного фонду, відсутністю обігових коштів, що необхідні для реконструкції очисних споруд, основна маса завислих механічних речовин скидається в річки (понад 6 тис. тонн щорічно) [25, 201, 206].

Досвід проведення періодичного екологічного моніторингу ґрунтів поблизу териконів показує, що такі ґрунти мають підвищений фон, що часто перевищує ГДК для кадмію (Cd), арсену (As), меркурію (Hg), плумбуму (Pb) та сульфат-іона (SO₄²⁻). Головним джерелом забруднення ґрунтів цими компонентами є численні викиди з боку відвалів (рис. 1.1).



Рисунок 1.1 – Процеси водної ерозії на схилі відвалу на території Нововолинського гірничопромислового регіону (фото В. В. Поповича)

Самі терикони та ореоли розсіювання забруднюючих речовин в ґрунтах служать джерелами забруднення водного середовища сульфатами і токсичними компонентами. При цьому забруднюється поверхневий стік, що вилуговує розчинні сульфати з поверхні териконів і ґрунтів, і підземні води в процесі інфільтрації забруднених атмосферними опадами. Відомо, що поверхневі та підземні води міської межі мають високу мінералізацію (більше 2 г/л), жорсткість (більше 15 мг-екв/л), сульфатно-натрієвий склад [12].

Існуючі терикони, здебільшого у вугільних шахтах, поділяють на такі види: негарячі, нетоксичні; токсичні, палаючі (до 30 років) неантрацитові; токсичні антрацитові з інтенсивним горінням (понад 20 років). Фізичні й хімічні властивості ґрунтів поверхневих шарів териконів змінюються в досить широких межах. Поверхневий шар практично швидко вивітрюється, змивається водою. Однак він містить практично всі мінеральні елементи, необхідні для живлення рослин, особливо багато фосфору і калію. Несприятливий вплив на рослини мають значну кислотність, наявність великої кількості рухомих форм алюмінію, мала вологосмність і висока температура ґрунтів в осередках горіння. У породі терикона,

знаходиться практично всі елементи таблиці Д. І. Менделєєва, включаючи і радіоактивні елементи. Терикон і сам по собі є досить складним комплексом, який включає і породу, і набір живих організмів, від бактерій до вищих рослин і тварин, що іноді мешкають на схилах.

У свою чергу, терикони створюють масу проблем навколишнім біоценозам: вивітрювання і вимивання породи терикона з рознесенням по околицях, самозаймання під впливом хімічних реакцій і діяльності бактерій з виділенням в атмосферу парникових газів, просочування і виділення в атмосферу радіоактивних газів, метану [189, 198].

Шахти є значними забруднювачами біоти. Гірниче виробництво має найбільший вплив на біосферу і всі її елементи. З кожним роком шахти все більше впливають на довкілля через забруднення атмосфери, зміну водного режиму, забруднення і засмічення вод, осідання поверхні. До того ж, терикони займають невиправдано великі ділянки землі, які могли б бути використані набагато продуктивніше. Вироблений простір шахт можна заповнювати порожньою породою, вторинною непотрібною сировиною для зменшення териконів. Утворені шахтні відвали можна не накопичувати, а відразу використовувати в певних сферах виробництва, наприклад при будівництві доріг або виробництві будівельних матеріалів.

1.4. Досвід очищення стічних вод із породних відвалів вугільних шахт

Дані щодо компонентного складу стічних вод з технологічних відвалів можна використати для подальшого підбору найкращого методу очистки таких вод і прогнозування змін стану довкілля під дією підтериконових стічних вод. На сьогодні вибір найбільш ефективної схеми для очищення стічних вод з технологічних відвалів є складним завданням, яке в значній мірі залежить від мінерального складу цих вод та відсоткового вмісту механічних домішок (таблиця 1.1–1.2).

Маючи експериментальні дані щодо вмісту мінеральних солей у стічних водах, можна обрати найбільш ефективний спосіб їх видалення з води для уникнення подальшого забруднення території. Отримані результати дослідження становлять інтерес для гірничопромислових комплексів як інформаційне джерело щодо складу стічних вод та за результатами яких можна проводити прогнозування поведінки таких вод у довкіллі [82, 145].

Таблиця 1.1

Хімічний склад стічних вод із породних відвалів
вугільних шахт [82]

№ з/п	Найменування показника	Одиниця виміру	ГДК	р. Західний Буг	
				Скид зворотних вод	Фоновий створ, 100 м вище скиду
1.	БСК5	мг/дм ³	2,26	31,16	2,20
2.	БСК повне	мг/дм ³	3,00	41,46	0
3.	Хлориди	мг/дм ³	300,0	29,46	22,9
4.	Азот амонійний	мг/дм ³	0,39	3,26	0,38
5.	Нітрити	мг/дм ³	0,08	0,14	0,078
6.	Нітрати	мг/дм ³	40,0	6,62	0,14
7.	Залізо загальне	мг/дм ³	0,1	0,34	0,09
8.	Сульфати	мг/дм ³	100,0	37,05	26,8
9.	Фосфати	мг/дм ³	3,12	0,15	0,165
10.	Сухий залишок	мг/дм ³	1000,0	471,0	0
11.	Завислі речовини	мг/дм ³	0,75	38,33	22,0
12.	Нафтопродукти	мг/дм ³	0,05	0,0	0,014
13.	АПАР	мг/дм ³	0,1	0,05	0,015
14.	ХСК	мг/дм ³	–	83,2	11,9
15.	Фенол	мг/дм ³	–	0	1,4
16.	Кальцій	мг/дм ³	–	0	57,72
17.	Магній	мг/дм ³	–	0	16,5

Таблиця 1.2

Фактичні та затверджені склад і скиди речовин зі
стічними водами з породних відвалів вугільних шахт [82]

№ з/п	Показники скиду стічних вод	Фактична концентрація, мг/л	Фактичний скид, г/год	Допустима концентрація, мг/л	Затверджений ГДС, г/год	Скиди перераховані, т/рік
1.	БСК5	31,16	6234,80	14,00	2801,26	24,406
2.	Хлориди	29,46	5894,65	300,00	60027,0	522,99
3.	Азот амонійний	3,26	652,29	4,20	840,38	7,322
4.	Нітриди	0,14	28,01	0,17	34,02	0,296
5.	Нітрати	6,62	1324,60	40,00	8003,60	69,732
6.	Залізо загальне	0,34	68,03	0,61	122,05	1,063
7.	Сульфати	37,05	7413,33	100,00	20009,0	174,33
8.	Фосфати	0,15	30,01	3,12	624,28	5,439
9.	Мінералізація	471	94242,39	1000,00	200090	1743,3
10.	Завислі речовини	38,33	7669,45	22,75	4552,05	39,660
11.	Нафтопродукти	0	0	0,30	60,03	0,523
12.	АПАР	0,05	10,0	0,50	100,05	0,872
13.	ХСК	83,2	16647,49	90,00	18008,1	156,89

Не дивлячись на те, що термін «важкі метали» був уперше вжитий ще в 1817 р. німецьким хіміком Леопольдом Гмеліним (*Leopold Gmelin*), він досить поширений в сучасному техногенному середовищі. До важких металів було віднесено 25 елементів, а їх токсичність для живих організмів обумовлена цілим рядом їх фізичних і хімічних особливостей: електронною конфігурацією, іонізацією, величиною окислювально-відновного потенціалу, спорідненістю з окремими хімічними групами, а також здатністю проникати через клітинну оболонку і утворювати міцні сполуки на поверхні і всередині клітини. За своїм поширенням важкі метали належать, переважно, до розсіяних хімічних елементів, тому забрудненню ними піддаються

земна поверхня, зокрема, ґрунтовий покрив і гідросфера, а також атмосфера. Підвищення їх концентрації в довкіллі внаслідок природного або антропогенного надходження може мати глобальний характер [115, 121-122].

Забруднення води є серйозною екологічною проблемою, але існує безліч способів її вирішення, а саме: створення досконаліших очисних механізмів, впровадження безстічних технологій у промисловості, повторне використання очищених стічних вод (наприклад, у сільському господарстві), проектування інженерної споруди біоплато тощо. Серед методів очистки води виділяють такі:

1. Механічні або первинні. Їх завдання – запобігти потраплянню в водойми великих предметів шляхом встановлення решіток та фільтрів;
2. Використання спеціалізованих методів (коагулянтів) передбачає вловлювання забруднювачів одного типу (пастки для жирів, нафтових плям);
3. Хімічні методи мають на меті повторне використання стічних вод (замкнутий цикл);
4. Біологічні методи очистки;
5. Третинна очистка передбачає обробку спеціальними сорбентами або порошками [79, 86].

Хімічні способи очищення стічних вод із технологічних відвалів вугільних шахт полягають в тому, що відбувається у додаванні різноманітних хімічних реагентів в забруднені стічні води. Ці реагенти вступають в реакцію з забруднювачами, у процесі реакції вони випадають в осад, у вигляді нерозчинних частинок, а після цього видаляються зі стічних вод за допомогою фільтрів водоочищення. Хімічне очищення стічних вод дозволяє видалити з них до 95% нерозчинних домішок і до 25% розчинних [26, 30, 71].

Для цих цілей застосовують хімічні реагенти, які ефективно розщеплюють шкідливі елементи домішок до стану безпечних. Перед тим, як застосувати такий спосіб

фільтрації, обов'язково проводиться хіміко-біологічний аналіз води, який покаже, які саме способи для хімічних методів очищення стічних вод використовувати і в якій кількості. Залежно від забруднень буде використаний той чи інший спосіб очищення рідини, оптимальний варіант якого підбирається строго індивідуально для кожного виробництва. Так, абсорбція кислих газів лужними стічними водами, фізико-хімічне очищення стічних вод хімічного виробництва може проводитися способом коагуляції і флоатації.

Суть коагуляції полягає в тому, що частинки колоїдної системи злипаються під час їх зіткнення в процесі перемішування, теплового руху або спрямованого переміщення. В результаті утворюються пластівці, які потім потрібно просто видалити. Під час флоатації частинки шкідливих речовин прилипають до поверхонь двох фаз: газу і рідини, утворюючи при цьому бульбашки, які спливають. Але хімічний спосіб очищення стічних вод із технологічних відвалів вугільних шахт має істотний недолік – це досить висока вартість хімічних реагентів. Саме це є суттєвою перешкодою при використанні хімічного способу очищення окремими особами. Хімічні способи використовують, здебільшого, середні та великі підприємці, чия діяльність пов'язана з виробництвом будь-якої продукції. Крім того, хімічний спосіб очищення стічних вод із технологічних відвалів вугільних шахт використовують великі підприємства та організації, які через свою професійну діяльність можуть завдати значної шкоди довкіллю, і тому вони в повній мірі відповідають за його збереження. Отже, використання хімічного методу найбільш доцільне на виробництві при промислового очищенні води [49, 51, 54].

Під час використання хімічного способу очищення стічних вод забруднення видаляються внаслідок хімічної реакції між реагентами і забрудненнями. Це реакції окислення і відновлення, після яких відбувається перехід

забруднень у нові сполуки, які вже мають здатність випадати в осад. У деяких випадках при такому очищенні забруднення може виділятися у вигляді газів [84]. Який саме спосіб очищення стічних вод застосовувати, однозначно сказати важко. Всі вони, разом з перевагами, мають і свої недоліки. Кожен метод очищення доцільно застосовувати в найбільш відповідних для цього умовах. Науковці [85, 93, 103] пропонують озонування стічних вод гірничопромислових комплексів, яке на відміну від використання реагентів, абсолютно не шкідливе для біоти. Принцип дії методу полягає у виробленні озону та експлуатації його високих окисних властивостей. За допомогою електричного розряду утворюється озон, що розщеплює шкідливі речовини на найдрібніші частинки і кисень. Через його високою ефективністю у фільтрації для очищення ціаністих стічних вод використовують озон, здатний повністю знешкодити такі сполуки. Дуже схоже за принципом дії очищення стічних вод від ціаністих сполук методом електрохімічного окислення, під час якого, крім озону, використовується анод (електрод), що притягає до себе аніони солей і металів. Ця методика не так широко застосовується у виробництві через високу енерговитратність – вироблення озону можливе тільки при постійному електричному розряді.

Нерідко вугільні підприємства з метою економії використовують хімічний метод окислення в очищенні стічних вод переважно для ціаністих сполук. У процесі очищення ціан-іони (CN^-) окислюються до ціанату (CNO^-), абсолютно нешкідливої для здоров'я речовини. У ролі окислювача виступає гіпохлорит натрію ($NaClO$). Ціанат випадає в осад, і його можна витягнути, просто очистивши фільтри. Під час застосування цього методу відбувається реакція очищення від хрому – хімічне очищення стоків текстильної, хімічної промисловості. Використовуючи такий спосіб нейтралізації, дуже важливо контролювати

рівень кислотності у воді. При цьому, одну з провідних ролей відіграє контроль над концентрацією реагенту, оскільки її перевищення може призвести до проникнення в рідину шкідливих речовин. Через низьку вартість метод окислення дуже часто використовують на виробництвах для фільтрування стоків та їх подальшого застосування.

Методи очистки стічних вод із технологічних відвалів вугільних шахт базуються, насамперед, на властивостях цих вод та домішок, які їх забруднюють. Для очищення стічних вод методом біоплато застосовують різні гідробіоти: мікроорганізми, водорості, вищі водні рослини. При проходженні стічних вод через шари завантаження відбуваються процеси фільтрування, осадження, адсорбції, поглинання забруднювачів водними рослинами. Очищення можливе як в аеробних, так і в анаеробних умовах. На сьогодні вже відомо понад 3 тис. експлуатованих біоплато в різних країнах світу, включаючи Україну [6, 8, 110, 126].

Інженерні споруди біоплато набули широкого поширення в Європі та США. Головними перевагами фітотехнологій є низька вартість, відсутність потреби в електроенергії, простота будівництва і можливість обійтися без експлуатаційного персоналу. При очищенні стічних вод найчастіше використовують такі види вищих водних рослин, як очерет звичайний, рогіз вузьколистий і широколистий, айр звичайний, ордест гребінчастий і кучерявий, спіроделла багатокорінна, елодея, водний гіацинт (ейхорнія), сусак, ірис жовтий, сусак, стрілолист звичайний, гречка земноводна, резуха морська, уруть, хара. Очищення стічних вод здійснюється за рахунок життєдіяльності земноводних рослин-макрофітів, мікроорганізмів, а також грибів і актиноміцетів ризосфери коренів і в пласті перегною, який поступово формується. Аналіз отриманих даних [5, 9] показав, що використання в біоплато таких рослин, як ситник розлогий, ірис жовтий, сусак, стрілолист звичайний, очерет

звичайний, рогіз вузьколистий і широколистий та аїр звичайний призводить до значного очищення стічної води за такими показниками, як вміст сульфатів, фосфатів, нітратів. Найбільш ефективно відбувалося очищення стічної води від сульфатів, нітратів за допомогою рослин: очерет звичайний, рогіз вузьколистий, аїр звичайний [72, 79-80, 84].

Для отримання правдивих характеристик щодо рівня забруднення атмосфери шкідливими викидами в гідросфері необхідно проводити численні і досить широкомасштабні відбори проб з встановленням концентрацій забруднюючих речовин іонів важких металів, патогенної мікрофлори, протягом декількох років [69-71]. Тому ця проблема на практиці вирішується побудовою фізико-аналітичних (математичних) моделей процесів емісії та розсіювання шкідливих речовин в атмосфері з припущеннями, адекватними точності конкретно розв'язуваних практичних завдань.

Якщо розрахункові оцінки за обраною та обґрунтованою моделлю збігаються з результатами вимірювань, то кількість вимірювань можна істотно скоротити, а для стилізованих схем, наприклад, умовно точкових або майданних джерел викидів, а то і зовсім уникнути. При моделюванні процесу перенесення речовин в гідросфері розглядаються три основні аспекти [61, 93, 162-163]:

- джерело забруднення, його характеристики;
- процес перенесення з урахуванням хімічних реакцій і перетворень, що відбуваються в гідросфері, наявності природних і штучних перешкод, рельєфу місцевості, метеорологічних умов, вимивання дощовими опадами, осідання на ґрунті, водній поверхні;
- база порівняння впливу шкідливих речовин на довкілля.

Висновки до розділу 1

Небезпечні процеси, які відбуваються на відвалах вугільних шахт – це, насамперед, горіння породи, вітрова та водна ерозія. Внаслідок цих процесів відбувається забруднення

атмосферного повітря, ґрунтового покриву та підземних і поверхневих вод. Вчасне здійснення фітомеліорації поверхні териконів вугільних шахт знизило б негативний вплив небезпечних процесів на біоту. Екологічна небезпека процесів антропогенного заміщення ґрунтів основи шахтних порід полягає в тому, що первинні природні ґрунти мають досить характерну високу міцність як в сухому, так і у вологому стані. На відміну від них, загіпсовані ґрунти є стійкими лише в сухому стані, а тривале замочування супроводжується розчиненням гіпсу й, відповідно, втратою несучих здібностей ґрунтів.

Відвали вугільних шахт негативно впливають на довкілля ще й займають великі площі родючих земель. Проаналізувавши екологічну небезпеку, рекомендуємо розвивати технології утилізації териконів вугільних шахт, створюючи нові високопродуктивні переробні комплекси.

РОЗДІЛ 2. ПРИРОДНО-КЛІМАТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МАЛОГО ПОЛІССЯ

2.1. Клімат регіону дослідження

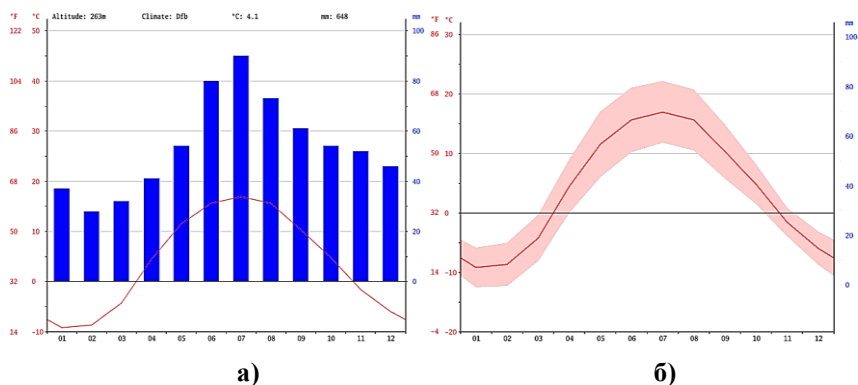
Нововолинськ – місто обласного значення Волинської області в Україні. Станом на 2021 рік населення становить понад 50 000 мешканців. Розташоване за 18 км від залізничної станції Іваничі на лінії Червоноград–Володимир-Волинський. Місто Нововолинськ розташоване на південному заході Волинської області на північному заході України. Площа міста становить близько 17 км². Від м. Нововолинська до кордону з Польщею близько 15 км, а до білоруського кордону – 90 км [67, 170].

Клімат району – помірно-континентальний з м'якою зимою, тривалою вологою весною, нежарким дощовим літом і теплою, порівняно сухою осінню.

Загалом його територія хвилясто-рівнинна, нахилена на північ, в сторону Полісся. Також для району дослідження характерна значна заболоченість і наявність багаточисленних низин, заповнених водою. Район розташований у Західноукраїнській лісостеповій фізико-географічній провінції, в межах Малого Полісся. На території Нововолинського гірничопромислового регіону протягом року випадає значна кількість опадів. Навіть для найбільш посушливих місяців характерні значні опади.. Середня температура повітря на території Нововолинського гірничопромислового регіону становить 4,1°C і випадає тут близько 648 мм опадів на рік. Для цього регіону характерний низький атмосферний тиск і висока вологість повітря. Переважаючи над територією атлантичні повітряні маси разом із багатьма метеорологічними чинниками викликають часті дощі, іноді зливи, швидку зміну погоди і обумовлюють нестійкий сніговий покрив. Дощові й талі води породних відвалів вугільних шахт спричинюють реакцію між

гідрокарбонатами і сульфатами. Із одного породного відвалу підтериконові стічні води вимивають понад 400 т/рік небезпечних компонентів [67, 165, 187].

Досліджено, що за 2019 рік на території м. Нововолинськ переважали атмосферні опади у вигляді зливних дощів, внаслідок чого з териконів вугільних шахт вимивалися хлориди, гідрокарбонати, сульфати та інші забруднюючі речовини, що створюють значну екологічну небезпеку (рис. 2.1).



Рисуюнок 2.1 – Схематичне зображення кліматичного графіка **а)** та графіка температур повітря **б)** на території Нововолинського гірничопромислового регіону за 2019 рік

Заболочені території займають приблизно на 650 га земель. На окремих ділянках це призводить до появи на земній поверхні дзеркала ґрунтових вод, яке в ряді випадків знаходиться нижче рівня вод у постійних водотоках – рр. Рата, Солокія. Це ускладнює водовідведення з підтоплених територій. Зараз понад 40 га підтоплених угідь на території Нововолинського гірничопромислового регіону переведено в категорію озер. На площі 260 га відзначено значне просідання ґрунту зі стійким стоянням дзеркала ґрунтових вод біля земної поверхні. Таким чином, приблизно 300 га земель досліджуваного району на сьогодні непридатні для рекультивації [70, 91].

Найбільш посушливий місяць на території Нововолинського гірничопромислового регіону – лютий з опадами 28 мм. Значна частина опадів припадає на липень й у середньому становить 90 мм. Найтепліший місяць року на території Нововолинського гірничопромислового регіону – липень з середньою температурою $+16,9^{\circ}\text{C}$. Середня температура в січні $-9,2^{\circ}\text{C}$, і це найнижча середня температура протягом року [67, 102].

Різниця між кількістю опадів, між найбільш сухим і найбільш вологим місяцями на території Нововолинського гірничопромислового регіону – 62 мм. Середня температура на території Нововолинського гірничопромислового регіону змінюється протягом року на $26,1^{\circ}\text{C}$.

Найхолодніша зима на території Нововолинського гірничопромислового регіону з середньою температурою $-16,8^{\circ}\text{C}$ була в 1892-1893 роках, тоді температура січня становила $-21,6^{\circ}\text{C}$, найтепліша зима з середньою температурою $+2,8^{\circ}\text{C}$ була відзначена в 1960-1961 роки. Найменша кількість відлиг була взимку 1958-1959 і 1970-1971 років, найбільша – взимку 1988-1989 і 2015-2016 років.

Стойкий сніговий покрив встановлюється не кожного року і є нестійким. В зимовий період року спостерігаються часті відлиги, які сприяють поповненню підземних вод у цей період. Висота снігового покриву становить 10-25 см. Сніготанення відбувається в кінці березня - на початку квітня. Мінімальна відносна вологість повітря спостерігається в квітні-травні і складає 72-73 %, в зимовий період року (грудень-січень) вона збільшується до 85-88 % [16, 121].

Підвищення значення дефіциту вологості спостерігається в квітні-травні і становить 3,6-5,4 гПа. Мінімальне значення дефіциту вологості встановлюється в грудні-січні (0,7-0,8 гПа). Щодо співвідношення річних сум опадів і випаровування район дослідження належить до зони достатнього зволоження, що сприяє формуванню поверхневого і підземних стоків, особливо в період весняного сніготанення [17, 24, 30, 67].

Відповідно до архітектурно-будівельного кліматичного районування України (ДСТУ-Н Б В.1.1-27:2010 «Будівельна кліматологія» [65]) Новолинський ГПР розташований у кліматичному районі – I Північно-західний район, що зображено на рисунку 2.2.

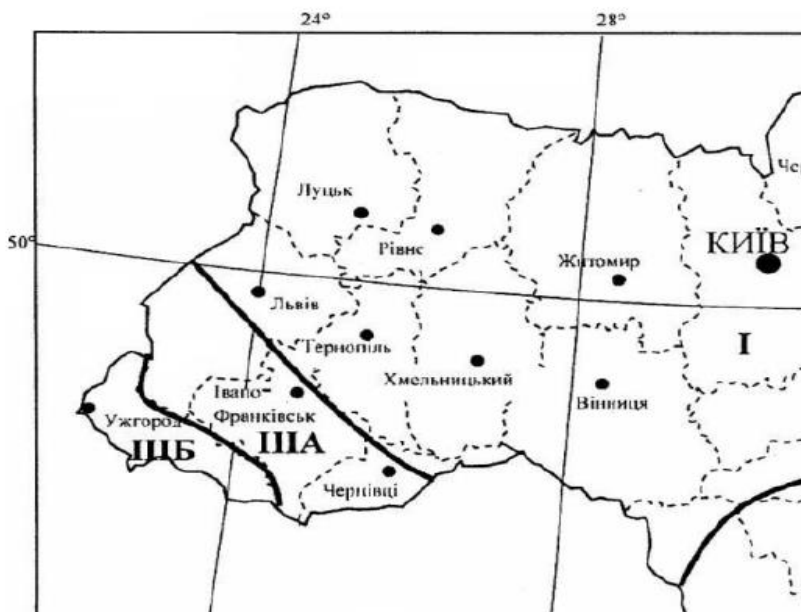


Рисунок 2.2 – Карта кліматичного районування України відповідно до ДСТУ-Н Б В.1.1-27:2010 «Будівельна кліматологія» [65]

При постійних параметрах викидів рівень забруднення атмосфери значно залежить від кліматичних умов: напрямку, умов перенесення й розповсюдження забруднюючих речовин у атмосфері, інтенсивності сонячної радіації, яка обумовлює фотохімічні перетворення домішок й виникнення вторинних продуктів забруднення повітря, кількості й тривалості атмосферних опадів, які призводять до вимивання забруднюючих речовин з атмосфери.

На клімат Нововолинського гірничопромислового району впливають такі фактори: географічне положення у зоні помірного клімату в центрі Східно-Європейської рівнини, що дозволяє вільно поширюватися хвилям тепла і холоду; відсутність великих водойм, що сприяє значним коливанням температури; а також впливи, викликані атлантичними і середземноморськими циклонами, що забезпечують відносно високу температуру в зимовий період порівняно з іншими населеними пунктами, розташованими на схід на тій же широті, і високий рівень атмосферних опадів [18-20, 67].

2.2. Едафотоп та рослинність регіону дослідження

На території Нововолинського гірничопромислового району наявні кілька типів таких ґрунтів: підзолисто-глейові та підзолисто-глеюваті ґрунти; торф'янисто-, торф'яно-, перегнійно-підзолисто-глейові ґрунти; дерново-підзолисті глеюваті. Ці ґрунти розрізняють також за характером зволоження, виділяючи контактні-, ґрунтово- і поверхнево-глейові та глеюваті ґрунти.

Через тривалий антропогенний вплив людини на екологічний стан Нововолинського гірничопромислового регіону типи дерново-підзолистих ґрунтів часто не дуже відрізняються один від одного. У субдомінантних урочищах лісової зони трапляються дернові, дерново-глеюваті і дерново-глейові, а також – при неглибокому заляганні карбонатних порід – дернові карбонатні ґрунти [54, 103].

Крім того, на території Нововолинського гірничопромислового регіону переважають малородючі, що потребують внесення добрив, дерново-підзолисті ґрунти, на височинах – суглинні й глинисті, середнього та сильного ступеня опідзоленості, в межах низовин – дерново-підзолисті, болотні, супіщані і піщані (два останні типи переважають на сході області). Чорноземні ґрунти (сильно опідзолені і вилужені) поширені мало і розташовані лише на

півдні досліджуваної території. Сірі лісові ґрунти поширені на південь від досліджуваної території [85, 135].

Ґрунтовий покрив Нововолинського ГПР зазнав значних змін у зв'язку з докорінною перебудовою рельєфу. Тут, здебільшого, були засипані яри, що розкривалися в долину річки і її приток. У цій місцевості формується особливий ґрунтовий покрив, на жаль, погано вивчений, адже значні площі досі збереглися під промисловими зонами з розвиненими глеєвими і заболоченими індустріземами і реплантоземами, а також під звалищами, пустирями і полями фільтрації [2, 104].

Алювіальні дернові і лугові ґрунти долин збереглися, здебільшого, на периферії міста, оскільки ґрунтовий покрив долин малих річок швидко піддається знищенню і фрагментації, особливо в місцях, оточених забудованими територіями.

На території Львівсько-Волинського вугільного басейну переважають вугленосні відкладення турнейського, візейського і серпуховського ярусів нижнього карбону і башкирського ярусу верхнього карбону, які містять більше 50 пластів і пропластового кам'яного вугілля. Вугілля на території Нововолинського ГПК гумусове, з рідкісними тонкими прошарками сапропелевих; вміст вологи становить 0,5-6%, золи 5-23% (переважно 7-12%), сірки 0,5-5,0%; теплота згоряння такого вугілля становить 32,6-35,3 Мдж/кг [151, 180].

Унаслідок специфічного поєднання умов на відвалах: складного рельєфу поверхні субстратів, які швидко окислюються із виділенням тепла та токсичних випарів, значної висоти над рівнем навколишньої території (до 70 метрів), крутизни схилів до 30-40°, які з віком (20-40 років) збільшуються до 25-30°, висока теплоємність породного субстрату спричиняють контрасти у поглинанні сонячної енергії, змінюють вітровий режим, зумовлюють специфічний перерозподіл вологи, що по-особливому впливає на процеси росту і розвитку рослин, зокрема,

мохоподібних. Тому породні відвали вугільних шахт масово заселяють екологічно пластичні види мохів – піонери і рудерали, та спорадично, в гетерогенних мікроумовах – рідкісні бріофіти [116, 130].

Кількість атмосферних опадів на території Нововолинського гірничопромислового району є оптимальною для формування та розвитку рослинного покриву. Однак водно-температурний режим териконів негативно впливає на повноцінне функціонування рослинних організмів. Так, у липні із незначною часткою опадів температура повітря на поверхні відвалів піднімається до 65°C. Через вплив інтенсивної сонячної радіації темна шахтна порода швидко нагрівається, втрачаючи всю доступну вологу на глибину до 30 см. Унаслідок постійної мінливості показників температури та вологи на відвалах часто спостерігаються зсуви та змиви нестійкого субстрату потоками дощової води. Вода і пил, що утворюється при вивітрюванні породи, прямо чи опосередковано впливають на рослинні організми та населення цієї території, спричиняючи його захворювання [35, 141].

Мікроклімат відвалів Нововолинського гірничопромислового району змінюється залежно від експозиції та елементів рельєфу: вершина, схил, тераса та підніжжя. Для окремих структур рельєфу породних відвалів Нововолинського гірничопромислового регіону характерні екстремальні гідротермічні умови, які визначають векторність розвитку всіх компонентів біоти. Залежно від експозиції, схили відвалів по-різному прогріваються [206, 249].

На досліджуваних породах вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового регіону значного впливу сонячної радіації зазнають південні схили, які отримують найбільшу кількість сонячного тепла, а найменше – північні [110-115].

Проаналізувавши наукові праці [58-60, 119, 137, 173] попередніх дослідників Малеого Полісся встановлено, що на території Новолинського гірничопромислового району на териконах розвивається така рослинність: *Capex pilosa* Scop., *Daucus carota* L., *Trifolium campestre* Schreb., *Artemisia absinthium* L., *Impatiens noli-tangere* L., *Quercus robur* L., *Betula verrucosa* L., *Salix caprea* L., *Carpinus betulus* L., *Fagus sylvatica* L., *Pinus sylvestris* L., *Robinia pseudoacacia* L.

2.3. Водні ресурси регіону дослідження

Гідрографічна сітка представлена поверхневими водотоками, які відносяться до басейну р. Західний Буг. Головними ріками є Західний Буг, Рата, Солокія і їх притоки першого і другого порядку, які створюють всі разом систему Західного Бугу.

Ріка Західний Буг – притока другого порядку ріки Вісла – впадає в ріку Нарев з лівого берега, за 37,8 км до злиття ріки Нарев з Віслою, на території Республіки Польща. Довжина – 831 км (у межах району – 50 км). Площа басейну – 173 300 км², падіння ріки – 0,3 м/с. Загальний напрям течії ріки північно-західний. Свій початок Західний Буг бере на території України з північно-західних схилів Гологоро-Кременецької гряди на висоті 350 м над рівнем моря, у селі Верхобуж Золочівського району (Львівська область) на Подільській височині [56, 91, 105].

Ріка належить до рівнинного типу (заболочена заплава, стариця, звивисте річище) з низинними берегами, замуленим дном, несталим режимом течії. Русло ріки прокладено в товщі четвертинних утворень, подекуди воно прорізує крейдові відклади. Ширина русла в межень становить 25–70 м, глибина 1,1–1,7 м, середня швидкість течії 0,45–0,65 м/с. Живлення ріки змішане: дощове, снігове і підземне [106].

Характерною особливістю геологічної будови водозбору Західного Бугу є залягання вище місцевих

базисів ерозії карбонатних порід верхньої крейди, що представлені тріщинуватими і закарстованими вапняками та мергелями, впливом яких і визначається формування сольового складу води річки.

Річка Рата – ліва притока р. Західний Буг. Довжина Рати – 76 км, падіння річки – 1,2 м/км. Витрати води коливаються в межах 1,21-2,17 м³/сек, швидкість течії становить 0,2–0,4 м/сек. Течія Рати надзвичайно повільна, тому на її дні відкладається багато наносного матеріалу. Річка тече між високими берегами і в селах Сілець та Межиріччя впадає у р. Західний Буг. Права притока р. Рати – річка Свиня.

Річка Солокія – ліва притока Західного Бугу, бере початок на території Польщі, в районі м. Томашів і впадає в р. Західний Буг біля м. Червонограда. Незначний нахил річки зумовлює заболочування її долини. Ширина русла на території басейну 7-10 м, глибина – 0,58-0,74 м і швидкість течії – 0,4-0,6 м/сек.

Води водоносного горизонту в четвертинних відкладах в природному вигляді досить прозорі, здебільшого, безколірні, без запаху. Хімічний склад цих вод властивий для зони циркуляції. Переважаючий склад вод гідрокарбонатно-кальцієвий, а де розвинена заболоченість і торф'яники – хлоридно-гідрокарбонатно-кальцієвий. Жорсткість їх різна, але в цілому висока. Мінералізація вод змінюється від 0,25 до 0,5 г/дм³, рідко досягає граничних значень 0,6-0,75 г/дм³. У всіх випадках води слабо лужні, з концентрацією водневих іонів 7,2-8,0. Серед додатних інгредієнтів домінує кальцій, з від'ємних – гідрокарбонати. Горизонт безнапірний і живиться винятково атмосферними опадами і талими водами [70, 91, 107].

Аналізуючи антропогенний вплив на ці ріки слід відзначити, що останнім часом людина все частіше почала активно використовувати водне середовище для скидання утворених відходів від своєї діяльності. Забруднення вод

антропогенними відходами відбувається в результаті потрапляння шкідливих речовин з атмосфери, через поверхневі води, які вбирають небезпечні речовини, що знаходяться в ґрунті, в річці, а також промислових і побутових стічних вод [91, 105, 149, 196].

Хімічне забруднення води відбувається внаслідок потрапляння у річки разом зі стічними водами неорганічних (кислоти, луги, мінеральні солі) і органічних (органічні сполуки, поверхнево активні речовини, миючі та дезінфікуючі речовини, пестициди, гербіциди) забруднень, які є для водних мешканців токсичними і мають сильну пригнічувальну дію. Цвітіння водойми в результаті антропогенного втручання є одним з дуже серйозних біологічних забруднень. Вода стає каламутною, з'являються неприємний запах і смак, змінюються вміст кисню, рН (кислотність і лужність) та інші її параметри. Цвітіння води сприяє збереженню життєдіяльності патогенних і умовно-патогенних мікроорганізмів при потрапленні їх у воду, що, своєю чергою, сприяє виникненню і поширенню кишкових захворювань. При надлишку азоту і нестачі фосфору багато нижчих рослин, здебільшого, водорості, виробляють токсини, які передаються по всьому харчовому ланцюгу водної екосистеми, досягаючи людини. Процеси метаболізму синьо-зелених водоростей супроводжуються виділенням в навколишнє середовище речовин токсичних для людей.

До токсичних неорганічних речовин антропогенного походження належать сполуки хрому, арсену, купруму, плюмбуму, меркурію, кадмію. Антропогенними джерелами кадмію є міські відходи (кадмієві батарейки, стабілізатори, пластмаса), які після спалювання відходів шляхом вилуговування потрапляють через стоки у річки.

2.4. Характеристика породних відвалів регіону

Мінеральна частина відвалів Львівсько-Волинського вугільного басейну неоднорідна за складом компонентів породи і містить, здебільшого, глинисті, піщано-глинисті та вуглисті сланці, вугільну дрібну фракцію і пил зі значним вмістом сірки та її сполук (понад 6%).

У результаті аналізу статистичного розподілу потенційної інтенсивності впливів відвалів на довкілля були виділені чотири ступені їх екологічної небезпеки [125, 131, 143], які зображені на рисунку 2.3.

I ступінь –	Максимальна потенційна екологічна небезпека для біоти (небезпечні чинники знаходяться безпосередньо біля підніжжя терикону)
II ступінь –	Значний ступінь потенційної екологічної небезпеки (небезпечні чинники знаходяться в межах від 100 до 300 м. від терикону)
III ступінь –	Висока потенційна екологічна небезпека (небезпечні чинники знаходяться на відстані від 300 до 500 м. від терикону)
IV ступінь –	Середня потенційна екологічна небезпека (небезпечні чинники знаходяться далі 500 м. від терикону)

Рисунок 2.3 – Інтенсивність впливів відвалів на довкілля за ступенем їх екологічної небезпеки

Обсяг відвалів вугільних шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну за останні роки збільшився і становить понад 50 млн т, з яких 24,6 млн т – токсичні. До складу породи входять: зола – 57,05%, вихід летких речовин – 29,62%, сірка – 1,57% і оксиди – 11,74%. Особливо слід зазначити, що частка в оксидах SiO_2 становить 46,04%; Fe_2O_3 – 20,52%; Al_2O_3 – 11,58%. Наявність заліза в золі вугілля та вуглисто-глинистої породи, яка відсипається у відвали, обумовлена наявністю у них сульфідних його сполук – піриту, марказиту та піротину [131, 142].

У таких сірковмісних осадових породах, за наявності на їх поверхні волиги із розчиненим у ній киснем атмосферного повітря відбувається реакція: $2\text{FeS}_2 + 7\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{FeSO}_4 + 2\text{H}_2\text{SO}_4$, яка проходить доволі повільно. Формування відвалів відбувається за рахунок гірських порід, що видаються на поверхню з шахт, розкритих шарів вугільних розрізів. Тому середній літологічний склад вуглепородних відвалів відображає склад розроблюваної вугленосної товщі. Дослідженнями встановлено, що породний відвал у середньому складається з таких гірських порід: аргіліти – 60-80%; алевроліти – 10-30%; пісковики – 4-10%; вапняки – менше 6%; домішки вугілля – 5-20% [141, 153].

Увесь субстрат досліджуваних відвалів є великозернистим, що спричиняє значну водопроникність і практично відсутність водопідйимальної здатності. Рельєф відвалів є також аномальним для прилеглих територій, характеризується висотою понад 60 м над рівнем місцевості, крутизна схилів може становити понад 45°, що спричиняє контрасти у надходженні сонячної радіації, змінюється вітровий режим, тобто, створюється особливий мікроклімат, який відрізняється від загальних кліматичних умов місцевості. Формуються такі елементи рельєфу: підніжжя, тераса, схил, вершина, для яких характерні специфічні мікрокліматичні умови [32, 132, 151, 205].

В останні роки в світі відбувається становлення стратегії екологічної організації території. У різних країнах вона отримала такі найменування, як «Національний траст» (Великобританія), «Національна екологічна мережа» (Нідерланди), «Мережа розвитку природи» (Франція), «Мережа диких земель» (США). Україна – одна з небагатьох країн в Європі, яка також активно займається формуванням національної екологічної мережі. Відповідно до Закону України «Про екологічну мережу України» від 24 червня

2004 р. № 1864-IV, до структурних елементів екомережі належать ключові, сполучні, буферні та відновлювані території, які забезпечують:

- збереження найбільш цінних і типових для кожного регіону компонентів ландшафтного і біологічного різноманіття;

- між собою ключові території і забезпечують міграцію тварин та обмін генетичного матеріалу.

Аналізуючи наукові дослідження [113, 128, 135] хімічного складу відвальної маси породних відвалів встановлено, що в цілому відвали складаються з головних (вміст більше 1%) і розсіяних елементів (вміст менше 1%). Головні представлені такими елементами: карбон, водень, кисень, азот; елементи вугілля; породи (силіцій, алюміній, ферум, кальцій, магній, калій, натрій); токсичними компонентами (сірка). Породи відвалів, поряд з іншими мінералами містять гетит, гематит. Найчастіше в вуглепородних відвалах містяться легкорозчинні солі. Дослідження відвальної маси шахт Нововолинського гірничопромислового району показали, що породи 14,4% відвалів містять більше 5% сірки, 25,6% відвалів – 3,5%, 22,3% відвалів – 1,5–3% і 15,6% відвалів – менше 0,5% сірки. Так, вугілля Нововолинського гірничопромислового району має невелику кількість сірки від 0,4 до 1,0 %. Однак відвальні маси породних відвалів цього району не менш схильні до самозаймання, ніж інші породні відвали, де вміст сірки є більш значним [179, 238, 246].

2.5. Об'єкт, предмет та методи досліджень

Об'єктом досліджень є екологічний стан підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району (Львівсько-Волинський вугільний басейн).

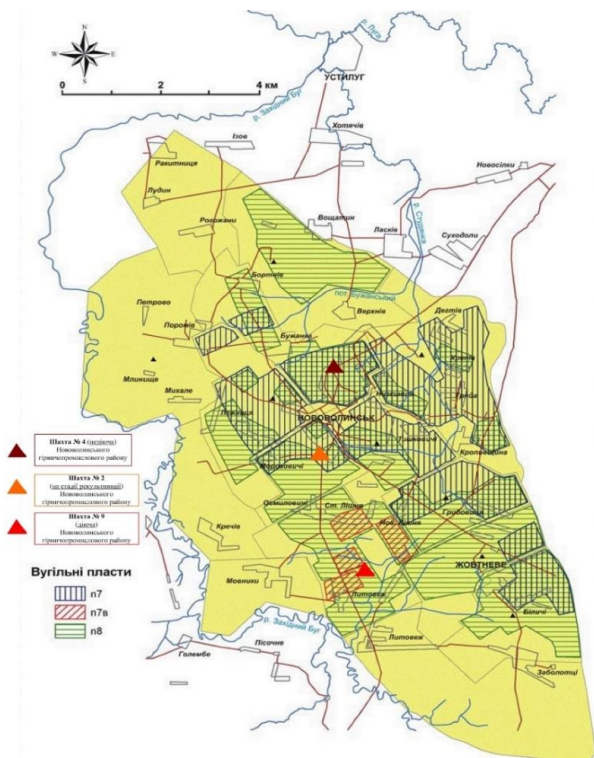


Рисунок 2.4 – Нововолинський гірничопромисловий район
(Є. І. Іванов, 2010 [82])

Львівсько-Волинський вугільний басейн є одним із техногенно навантажених районів. Його географічні межі на території України проходять по таких населених пунктах: Устилуґ – Володимир-Волинський – Городок – Радехів – Буськ – Львів – Рава-Руська. Перші відомості про басейн з'явилися у 1810 р., а в 1950 р. тут були закладені перші шахти [66-67, 69].

Площа басейну займає північно-західну частину Львівської та південно-західну частину Волинської областей. На заході басейн продовжується на території Польщі, де має назву Люблінський басейн. Загальна площа басейну близько 10 000 км². Червоноградський гірничопромисловий район

містить 70–90% всіх балансових запасів вугілля і розташований у центральній частині Львівсько-Волинського вугільного басейну. В геоструктурному відношенні він є пологою асиметричною западиною, розташованою на південно-західному закінченні Волино-Подільської плити, в зоні занурення Східно-Європейської платформи. На фоні загального похилого моноклінального залягання кам'яновугільних відкладів Львівсько-Волинської западини слід відзначити вторинні дислокації антиклінального і синклінального типів північно-західного простягання. На цій території сформувалися три вугленосні райони: південно-західний (м. Львів та м. Жовква), Нововолинський (м. Володимир-Волинський, м. Нововолинськ, м. Устилуг), Червоноградський (м. Червоноград, м. Сокаль, м. Соснівка) [82, 85, 189].

Нововолинський гірничопромисловий район – один із гірничодобувних районів Львівсько-Волинського вугільного басейну, який розташований на межі Львівської та Волинської областей України й охоплює правий і лівий береги річки Західний Буг. Загальні геологічні запаси вугілля обчислюються понад 2 млрд т, а балансові становлять – 1,4 млрд т. Добувну галузь досліджуваного регіону в області представляють чотири вугільні підприємства, а саме: шахта «Бужанська», шахта № 9 «Нововолинська», шахта № 1 «Нововолинська» та шахта № 10 «Нововолинська» [67].

Шахта №1 «Нововолинська». На шахті відбувається процес підготовки до ліквідації. З 21 жовтня 2019 року на шахті звільнили працівників у зв'язку зі скороченням. Нині на шахті є понад 30 працівників, які виконують роботи з підготовки шахти до ліквідації відповідно до нормативних документів.

ДП «Волиньвугілля». До ДП «Волиньвугілля» входить 2 діючі шахти:

1. Шахта «Бужанська». Проектна потужність 300 тис. т вугілля на рік. Протяжність підтримуваних гірничих виробок

на шахті – 13,1 км. Середня глибина розробки – 352 м. Глибина нижньої технічної границі шахти – 592 м. Промислові запаси станом на 1 січня 2020 року – 3998 тис. т. План видобутку вугілля на 2020 рік становив 100 тис. т.

2. Шахта № 9 «Нововолинська». Проектна потужність – 450 тис. т вугілля на рік. Протяжність підтримуваних гірничих виробок на шахті – 21,6 км. Середня глибина розробки – 333 м. Глибина нижньої технічної границі шахти – 452 м. Промислові запаси станом на 1 січня 2020 року – 1781 тис. т. План видобутку вугілля на 2020 рік становив 40 тис. т.

Останніми роками на ДП «Волиньвугілля» спостерігається зменшення обсягів видобутку вугілля. Так, на діючих шахтах ДП «Волиньвугілля» (шахта №9 «Нововолинська» та шахта «Бужанська») за 2019 рік видобуто 69,7 тис. т. Зменшення обсягів видобутку вугілля пов'язане, в першу чергу, зі зношенням виробничого обладнання на шахтах, відпрацюванням значної частини запасів вугілля [14, 67].

Шахта №10 «Нововолинська». Будівництво шахти розпочато наприкінці 1989 року і триває донині, при цьому шахтне поле до кінця не досліджено і розмір запасів має потенціал до збільшення.

На породних відвалах Нововолинського гірничопромислового регіону нагромаджено понад 30 млн т шахтної породи. Розроблення вугільних родовищ супроводжується вагомими змінами геологічного середовища, зумовленими переміщеннями значної кількості масивів гірничих порід [85].

Кам'яновугільні відклади поширені на всій площі Нововолинського гірничопромислового району і представлені такими ярусами [42, 48]:

1) нижній карбон:

- турнейський ярус – складений піщано-конгломератовою і вапняково-аргілітовою товщами; вугільних пластів у ньому не виявлено;

• візейський ярус – представлений аргілітами, алевролітами, пісковиками, вапняками і вугіллям, поділяється на шість світів:

• куличківський – гравеліти, кварцові пісковики з прошарками аргілітів і алевролітів, у верхній частині трапляються різні види каолінової глини;

• олеськівський – скам'янілі вапняки;

• винниківський, нестерівська, володимирська – чергування вапняків з аргілітами й алевролітами, трапляються до 13 вапнякових прошарків;

• устилузький – вапняки;

• серпухівський ярус – представлений теригенними і вапняковими породами загальною потужністю 550 м; верхня частина ярусу вміщує основну продуктивну товщу вугільних пластів, вугільні пласти належать до групи тонких і середніх, будова пласта проста, глибина залягання пластів – 360-460 метрів.

Ярус поділяється на групи:

• порицька – аргіліти й алевроліти з прошарками вапняків і вугілля;

• іваницька – чергування аргілітів, алевролітів, пісковиків з прошарками вапняків і вугілля;

• лишнянська – теригенні породи з прошарками вапняків і вугілля;

• бужанська – пісковики, алевроліти, аргіліти з малопотужними прошарками доломітизованих мергелів, відділяється від попередніх маркуючими вапняками. До верхньої частини ярусу приурочені майже всі промислові вугільні пласти басейну – до 20 вугільних пластів і прошарків [38, 175-177].

2) середній карбон – представлений башкирським ярусом, потужністю до 210 метрів, який поділяється на такі яруси:

• морозовицький ярус – чергування темно-сірих аргілітів, алевролітів, вапняків і пластів вугілля;

- паромівський – аргіліти, алевроліти з прошарками яносірих пісковиків, рідше вапняків і кам'яного вугілля;
- кречівський – періодичне чергування аргілітів, алевролітів і пісковиків з вугільними пластами.

Відвали вугільних шахт Новолинського гірничопромислового комплексу збільшуються в південно-західному напрямі і максимальних значень досягають на півдні і південному заході. Аналізуючи фізико-географічне розташування району слід сказати, що він належить до Малого Полісся і перебуває під дією повітряних мас із Атлантичного океану та південно-західних континентальних мас Європи. На цій території утворюється більше сумарних річних опадів, ніж в інших районах (650-740 мм). Тривалість безморозного періоду складає 140 днів, а весняні заморозки короткотривалі. Сума температур повітря на досліджуваній території вище 10°C становить +2450-+2600°C, що виникає за рахунок поширення тепла від добре прогрітих піщаних ґрунтів. Такі високі суми активних температур забезпечують територію від заморозків [67, 169].

На території Новолинського гірничопромислового району розташовані 24 терикони. Згідно з фізико-географічними ознаками, площа району належить до Малого Полісся. Як вже наголошувалося Новолинський гірничопромисловий район перебуває під впливом повітряних мас, які надходять з Атлантичного океану та південно-західних континентальних мас Європи. Таке географічне становище сформувало океанічно-континентальний клімат, який характеризується нестійкими погодними умовами, високою відотною вологістю, значною кількістю опадів [24, 31, 67, 247].

Обстеження териконів вугільних шахт Новолинського гірничопромислового району показали, що підтериконові стічні води з породних відвалів негативно впливають на біоту (рисунок 2.5-2.7).



Рисунок 2.5 – Загальний вигляд породних відвалів териконів шахти № 9 м. Нововолинська (фото П. В. Босака)



Рисунок 2.6 – Загальний вигляд породних відвалів териконів шахти № 2 м. Нововолинська (фото П. В. Босака)



Рисунок 2.7 – Загальний вигляд породних відвалів териконів шахти № 4 м. Нововолинська (фото П. В. Босака)

Шахтні породні відвали складаються поблизу стовбурів шахт у вигляді териконів висотою до 60-80 м і відвалів хребтової форми (в сумі 92%), рідше – плоских відвалів (8%). Середній літологічний склад відвалів відображає склад вугленосної товщі. Це аргіліти (60-80%), алевроліти (10-30%), пісковики (4-10%), вапняки (рідко до 6%), а також значні домішки вугілля (6-20%) [86, 107]. Крім того, шахтні породні відвали містять істотну частку техногенних

матеріалів: дерев'яне кріплення, металеві вироби, при відсіпанні відвалів відбувається гравітаційна сегрегація породи. При цьому великі й важкі уламки концентруються біля підніжжя відвалів, а вуглиста речовина розподіляється нерівномірно. Відвальна маса вивчених шахтних териконів має зольність у межах від 57 до 99%, складаючи в середньому 88,5%. Вологість змінюється від 0,2% до 11,7%, складаючи в середньому 3,4%. Вміст загальної сірки у відвалах коливається від 0,01% до 10,9%, у складі загальної сірки переважає сірка сульфідна (84%) [18, 36-39, 156].

Вивчення екологічної небезпеки підтериконових стічних вод з відвалів вугільних шахт Новолинського гірничопромислового району проводилося на підставі комплексної методики і системного аналізу за такою схемою чотирма етапами:

- перший етап – підготовчий, полягав у збиранні й узагальненні наявної геологічної, гідрогеологічної, гідрогеохімічної, еколого-геохімічної інформації щодо району дослідження;
- другий етап – відбір підтериконових стічних вод;
- третій етап – полягав у хімічному аналізі відібраних проб;
- четвертий етап – аналітична і статистична обробка всіх зібраних матеріалів щодо району дослідження, виявлення геохімічних закономірностей.

Відбір проб підтериконових стічних вод з відвалів вугільних шахт проводився згідно ДСТУ 8606-1:2015. Вода природних джерел. Захист від забруднення. Частина 1. Основні положення [63] (рисунок 2.8-2.10).



Рисунок 2.8 – Ділянки відбору проб підтериконових стічних вод на териконах шахти № 9 Нововолинського гірничопромислового району (використано Google Maps)



Рисунок 2.9 – Ділянки відбору проб підтериконових стічних вод на териконах шахти № 4 Нововолинського гірничопромислового району (використано Google Maps)



Рисунок 2.10 – Ділянки відбору проб підтериконових стічних вод на териконах шахти № 2 Нововолинського гірничопромислового району (використано Google Maps)

Дослідження здійснено у Науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки, яка функціонує у Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності, Україна. Свідоцтво про відповідність системи керування вимірюваннями № РА127/17 від 14.11.2017 р., чинне до 13.11.2021 р. видане ДП «Львівстандартметрологія» (станом на 01 січня 2022 року Свідоцтво про відповідність системи керування вимірюваннями № РЛ091/21 від 30.11.2021 р., чинне до 29.11.2026 р. видане ДП «Львівстандартметрологія»).

Положення про НДЛ розроблено на основі нормативного документа: «Порядок добровільного оцінювання системи керування вимірюваннями. Загальні вимоги та порядок проведення. СОУ 43.01-04725912-001.2016» (наказ ДП «Львівстандартметрологія» від 21.03.2016 р. № 648). Приміщення та навколишнє середовище лабораторії відповідає санітарним нормам, правилам і вимогам охорони праці. Також у ЦНДЛ та лабораторії промислової токсикології Львівського Національного медичного університету ім. Данила Галицького вивчався вміст важких металів у підтериконових стічних водах та породі вугільних шахт (Свідоцтво № РЛ 086/17 від 26.06.2017 р. про відповідність системи керування вимірюваннями вимогам ДСТУ ISO 10012:2005). Випробувальне та допоміжне обладнання, засоби вимірювальної техніки і матеріали лабораторії екобезпеки відповідають вимогам нормативної документації, а також повірені та атестовані згідно з ДСТУ 3215-95, ДСТУ 2708:2006, ГОСТ 24554-81.

Відбір вугільного шламу з шахтних відвалів проводився автором П.В. Босаком. Фактичний матеріал, використаний у роботі, включає понад 50 хімічних аналізів шахтних вод за період 2017-2020 рр., що були згруповані окремо по кожній шахті району дослідження, так і за основними компонентами складу шахтних вод усього району. Для встановлення часових змін хімічного складу стічних вод і діапазонів концентрацій головних іонів були використані методи графічного аналізу –

графічні побудови діаграм, гістограм, графіків та карт.

Для визначення вмісту важких металів проби субстрату спалювали у фарфорових тиглях у муфельній печі за температури 400-450 °С протягом 4-6 годин до отримання однорідного кольору золи. Після цього проби обробляли сумішшю HCl та HNO₃ у співвідношенні 3:1. Вміст важких металів у частинах рослин визначали у середній пробі, яку формували з відібраної в п'яти місцях у межах пробної ділянки.

Актуальну кислотність відвальної породи визначено потенціометрично, нітратну форму азоту – дисульфогеноловим методом Грандваль-Ляжу, рухомі форми фосфору і калію – за методами Мачігіна та Кірсанова, вміст гумусу – за методом Антонової, Скалабян, Сучилкіної, вміст кальцію та магнію – комплексонометричним методом.

Аналіз хімічного складу підтериконових стічних вод породних відвалів Нововолинського гірничопромислового району 30.08.2018 року проведено відбір проб стічної води з технологічних відвалів шахтних порід. Проби відбиралися переважно з шахт №: 2, 4, 9 поблизу териконів м. Нововолинська, температура повітря була 16-18°C, а відносна вологість – 65%. Параметри технологічних відвалів були такі: висота – 58,6 м.; площа основи – 61,5 тис. м²; обсяг – 1430 тис. м³; кут нахилу бічної поверхні – 50°. Характеристика породи: вміст золи – 87,1%; сірки – 0,26%; об'ємна щільність – 2,42 кг/м³. Рекультиваційні роботи проводилися не в повному обсязі. Поблизу терикона відібрали проби стічних вод в трьох точках для кожної шахти, температура проб значно відрізняється від температури поверхні терикона [37, 40-42].

Дослідження показників займання та самозаймання твердих речовин і матеріалів проводили у весняний період. Досліджуваними об'єктами були зразки деревних порід з терикона шахти Нововолинського гірничопромислового району (Волинська область м. Нововолинськ). Умови експерименту

19.05.2020 року: температура +19,0°C, атмосферний тиск 97,5 кПа. Умови експерименту 24.08.2020 року: температура +22,0°C, атмосферний тиск – 97,2 кПа, відносна вологість – 60,0%. Для визначення температури займання твердих речовин та матеріалів, згідно з пунктом 7.8 ДСТУ 8829:2019, були використані зразки хвої сосни з терикона шахти Нововолинського гірничопромислового району (Волинська область м. Нововолинськ). У роботі використовувався метод експериментального визначення температури займання твердих речовин і матеріалів, згідно з яким, за температуру займання приймали покази термоелектричного перетворювача, що вимірює температуру зразка. Методом послідовних наближень визначали мінімальну температуру зразка, при якій за час витримки в печі не більше 20 хв зразок займався і горів більше 5 сек після віддалення пальника. За температуру займання досліджуваного матеріалу приймали середнє арифметичне значення двох температур, що відрізнялися не більше ніж на +10 °С, при одній з яких спостерігалось займання трьох зразків, а при іншій – три відмовлення. Згідно з вимогами ДСТУ 8829:2019 «Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методи їх визначення. Класифікація» [64], було використано метод експериментального визначення температури займання твердих речовин і матеріалів, який реалізується в діапазоні температур від +25°C до +600°C і незастосовний для випробування металевих порошоків. Для випробування було приготовано 10-15 зразків досліджуваної речовини (матеріалу) масою (3,0±0,1) гр. Зразки матеріалів мали циліндричну форму діаметром (45±1) мм, плівкові і листові матеріали набирали в стопку діаметром (45±1) мм, накладаючи шари один на одного до досягнення зазначеної маси. Перед випробуванням зразки кондиціонували при відносній вологості 50%, температурі +23°C на протязі 4 годин, згідно вимог ДСТУ EN ISO 291:2017 «Пластмаси. Стандартні атмосферні умови для кондиціонування й випробувань» (Додаток Б).

Для визначення температури самозаймання зразка сосни звичайної, згідно з ДСТУ 8829:2019 «Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методи їх визначення. Класифікація», п. 7.10., був використаний метод експериментального визначення температури самозаймання твердих речовин і матеріалів. Отримане значення температури округлено з точністю до $+5^{\circ}\text{C}$. Результати свідчать, що згідно з п. 7.10 ДСТУ 8829:2019 температура самозаймання вірця сосни звичайної становить $+475^{\circ}\text{C}$.

За температуру самозаймання досліджуваного матеріалу приймали середнє арифметичне двох температур, що відрізнялися не більше ніж на $+10^{\circ}\text{C}$, при одній з яких спостерігається займання трьох зразків, а при іншій – три відмови. Отримане значення температури округлено з точністю до $+5^{\circ}\text{C}$. Аналізуючи отримані результати можна зробити висновок про те, що згідно з 7.8 ДСТУ 8829:2019, температура займання матеріалу зразків становить: берези – $+260^{\circ}\text{C}$, дуба – $+280^{\circ}\text{C}$, козячої верби – $+285^{\circ}\text{C}$. Досліджено показники температури самозаймання твердих речовин і матеріалів для досліджуваних порід дерев згідно з ДСТУ 8829:2019. В експерименті використовували метод експериментального визначення температури самозаймання твердих речовин і матеріалів, що застосовний в діапазоні температур від $+25^{\circ}\text{C}$ до $+600^{\circ}\text{C}$ і незастосовний для випробування металевих порошоків. За температуру самозаймання досліджуваної матеріалу приймали середнє арифметичне двох температур, що відрізнялися не більше ніж на $+10^{\circ}\text{C}$, при одній з яких спостерігалось займання трьох зразків, а при іншій – три відмовлення. Отримане значення температури округлено з точністю до $+5^{\circ}\text{C}$.



Рисунок 2.11 – Досліджувані зразки рослинного покриття териконів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району (фото П. В. Босака)

Приготування середовищ, посів і культивування мікроорганізмів здійснювали за загальноприйнятими методиками (Гудзь та ін.) [56]. Зразки мікробіологічних показників породи та підтериконових стічних вод відбирались нижче поверхні для визначення загальної кількості мезофільних аеробних та факультативних анаеробних мікроорганізмів для виділення сіркоокислювальних бактерій. Відібрані проби перелиті у стерильній посуд та закриті герметично стерильним корком і поміщені у спеціальну сумку-холодильник. Воду використовували для дослідження у наступні 3-6 год, зберігаючи її при температурі від +1-+5°C. З відібраних проб ґрунту та води у фізіологічному розчині виготовлялася суспензія різних концентрацій 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} .

Вимірювання радіаційного фону відвалів шахтних порід териконів Нововолинського гірничопромислового району відбувалося за допомогою дозиметра-радіометра МКС-1Е та детектора-індикатора радону SIRAD MR-106N. Допустима доза радіаційного фону становить 0,3 мкЗв/год.

Висновки до розділу 2

Об'єктом дослідження є екологічний стан підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району (Львівсько-Волинський вугільний басейн).

Предметом дослідження є фізико-хімічні та бактеріологічні властивості підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт і їх вплив на біоту териконів шахти № 2 м. Нововолинська (на стадії рекультивації), шахти № 4 м. Нововолинська (ліквідована, на стадії рекультивації) та шахти № 9 м. Нововолинська (діюча).

Методи дослідження: фізичні, хімічні, екологічні, біологічні, математично-статистичні, системного аналізу. Крім того, в роботі використані й методи порівняння, класифікації, проектування, теоретичного моделювання, з'ясування причинно-наслідкових зв'язків, спостереження, аналізу результатів проведеного дослідження.

Встановлено, що на території Нововолинського гірничопромислового регіону протягом року випадає значна кількість опадів, навіть у найбільш посушливі місяці їх досить багато. Клімат тут класифікується як DFB системою Кеппен-Гейгера. Проаналізовано, що середня температура повітря на території Нововолинського гірничопромислового регіону становить 4.1°C і випадає близько 648 мм опадів на рік.

На териконах вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району ростуть і розвиваються такі лісові культури: *Capex pilosa* Scop., *Daucus carota*, *Trifolium campestre* Schreb., *Artemisia absinthium* L., *Impatiens noli-tangere* L. Деревні породи на відвалах Малого Полісся представлені такими культурами: *Quercus robur* L., *Betula verrucosa* Ehrh., *Salix caprea* L., *Carpinus betulus* L., *Fagus sylvatica* L., *Pinus sylvestris* L., *Robinia pseudoacacia* L. На підставі цього можемо зробити припущення, що на

розвиток рослинності на вугільних териконах досліджуваної території впливають такі показники, як: середньомісячна температура повітря та фізико-хімічні властивості субстрату.

Встановлено, що в досліджуваному районі, здебільшого, наявні вугленосні відкладення турнейського, візейського і серпуховського ярусів нижнього карбону і башкирського ярусу верхнього карбону.

РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННА НЕБЕЗПЕКА ПІДТЕРИКОНОВИХ СТІЧНИХ ВОД

3.1. Фізико-хімічні властивості відвальної породи

Відвали вугільних шахт, за даними науковців [12, 131, 133], здебільшого представлені грубоуламковою сумішшю аргілітів, алевролітів, піщаників, піритизованих та інших різновидів порід. Суміш мінералів різного походження та періоду утворення визначає деградаційні процеси, які відбуваються одночасно для всіх компонентів. При дослідженні внутрішніх та зовнішніх особливостей, притаманних породним масам, виникають проблеми, пов'язані з комплексними перетвореннями у відвалах шахтних порід, реакції яких проходять одночасно підсилюючи хімічну активність різних компонентів [76, 121].

За фізико-хімічними властивостями – це переважно кислі та лужні розчини, солі важких металів, органо-мінеральні комплекси та інші сполуки, не притаманні природним умовам.

Таблиця 3.1

Спектральний аналіз зразків ґрунту відвальної породи
вугільних шахт

№ з/п	Назва ґрунтового зразка	рН (H ₂ O)	Гумус, %	мг/100 г ґрунту				
				Ca	Mg	NO ₃	P ₂ O ₅	K ₂ O
1.	Відвал (біля стовбура дерева)	7,02	4,01	0,27	0,25	12,5	88,5	72,81
2.	Відвал (20–30 см від дерева)	6,95	4,7	0,45	0,15	15,52	88,01	73,02
3.	Відвал (1–1,5 м від дерева)	6,43	4,85	3,9	0,85	19,12	67,0	74,61
4.	Біля підніжжя відвалу	5,56	2,01	1,9	0,4	13,54	23,83	67,7
5.	100 м від відвалу (біля стоку стічної води відвалу)	4,83	1,84	8,3	1,05	23,51	34,1	62,32

Результати досліджень токсикологічних властивостей породи шахти № 9 Нововолинського ГПР представлені в таблиці 3.2. та на рисунку 3.1. Проби були взяті на глибині 0-20 см від поверхні відвалу (неперегоріла порода, свіжа порода, південний схил, західний схил).

Таблиця 3.2

Токсикологічні властивості відвальної породи терикона шахти № 9 Нововолинського гірничопромислового району

Неперегоріла порода	Свіжа порода	Південний схил (біля підніжжя терикону)	Західний схил (біля підніжжя терикону)	Неперегоріла порода
рН сольове	3,63-4,81	5,59	7,18	8,4
Гідролітична кислотність мг.екв./100 г ґрунту	10,6	0,21	0,22	0,29
Сума ввібраних основ (Са+Mg), мг.екв./ 100 г ґрунту	13,5	30,1	48,1	51,4
Кобальт, мг/кг	2,5	2,4	4,8	4,9
Мідь, мг/кг	6	5,8	13	2,4
Цинк, мг/кг	2,7	2,5	6	2,5
Кадмій, мг/кг	5,1	4	6	2,5

Основний техногенний вплив шахтних комплексів при підземному добуванні корисних копалин здійснюється через, так звані, техногенні ландшафти – відвали пустої породи, терикони, які спричинюють низку проблем. Вони забруднюють практично всі об'єкти довкілля: атмосферне повітря, ґрунтові води, поверхневий стік, ґрунт, рослини. У зв'язку з цим ми вирішили з'ясувати токсикологічний склад відвалів шахтних порід шахти № 9 «Нововолинська» та їх вплив на довкілля.

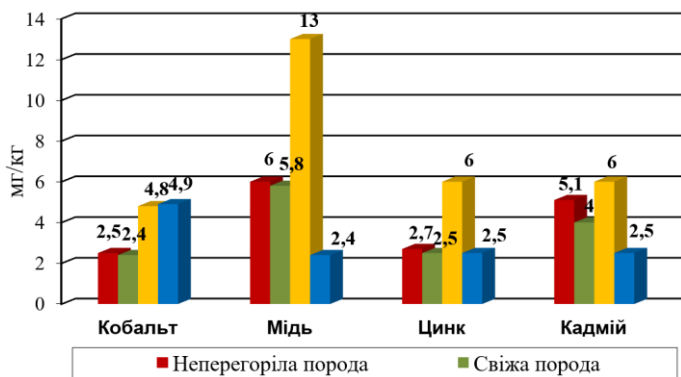


Рисунок 3.1 – Вміст рухомих форм важких металів у відвальній породі, мг/кг

Дослідження фізико-хімічних властивостей породи шахти № 9 Нововолинського гірничопромислового району дали змогу встановити, що неперегоріла порода є кислою – рН сольової витяжки змінюється в межах 3,63-4,81. Гідролітична кислотність висока, становить 10,6 мг. екв./100 г ґрунту і більше. Субстрат на схилах має лужну реакцію і значно нижчу гідролітичну кислотність 0,22-0,29 мг. екв./100 г (рис. 3.2).

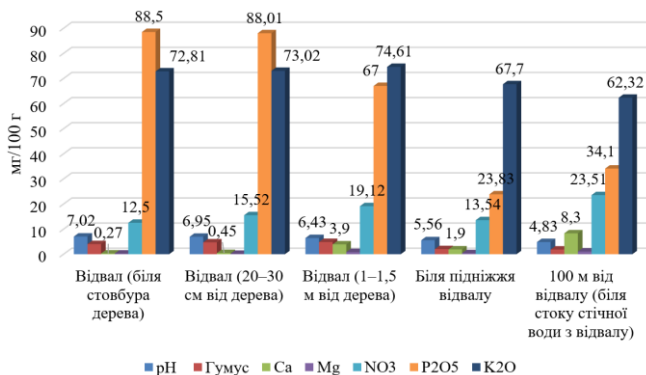


Рисунок 3.2 – Фізико-хімічні властивості відвальної породи шахти № 9 м. Нововолинська

Сума основ Са+Mg у породі відвалу в середньому становить 35,8 мг екв/100 г ґрунту. У ґрунті на південному та західному схилах терикона цей показник є вищим – 48,1 мг екв /100 г ґрунту та 51,4 мг екв. / 100 г ґрунту відповідно. Неперегоріла порода характеризується дуже низьким вмістом обмінного азоту – 49,8 мг/кг. Значно меншим є його вміст у зразках зі схилів терикона – 14,2 мг/кг. Найбільше рухомого фосфору та калію виявлено у свіжій породі. Середні валові значення цинку для породи становлять невелику частку від ГДК – 0,3%. Найбільше рухомого цинку зафіксовано на південному схилі відвалу. При цьому на південному схилі спостерігається перевищення ГДК міді у 4 рази 13 мг/кг (при ГДК 3 мг/кг).

Максимальна концентрація валових форм кадмію виявлена на схилах відвалу, менше його – у відвальній породі. Вміст елемента не перевищує ГДК, що встановлений для ґрунту 3,0 мг/кг. Дані щодо компонентного складу підтериконоових стічних вод відвалів вугільних шахт гірничопромислових комплексів можна використати для подальшого підбору найкращого методу очистки стічних вод і прогнозування змін стану довкілля під дією підтериконових стічних вод [15, 248, 251].

Підсумовуючи, відзначимо, що накопичення відвалів шахтних порід зумовлює такі техногенні зміни в районі навколо шахти № 9 Новолинського ГПР:

- накопичення пухких і нестійких відходів гірської породи, що містять агресивні хімічні субстанції;
- зміну балансу ґрунтових вод і виснаження водоносних горизонтів через порушення природної циркуляції;
- втрату земельних площ через підтоплення та їх забруднення;
- забруднення атмосфери, ґрунтів та підземних вод, зокрема важкими металами;

- штучне формування нехарактерного мікроклімату навколо териконів.

Характеризуючи вплив породних відвалів у результаті ендо- та екзогенних хімічних і фізичних процесів, виділяють низку негативних наслідків впливу на стан довкілля:

- зміна фізичного складу атмосферного повітря в результаті потрапляння в нього відвального пилу;
- зміна хімічної складової атмосфери внаслідок виділення токсичних газів;
- фільтрація токсичних сполук крізь масив відвалу у ґрунти;
- осідання із повітря відвального пилу на поверхню субстрату;
- змивання з поверхні відвалу шкідливих елементів та сполук у ґрунти;
- вторинне забруднення ґрунтів унаслідок потрапляння ґрунтової та поверхневої води, яка насичена токсичними сполуками та атмосферними опадами;
- міграція токсичних компонентів з атмосферними опадами та внаслідок насичення шкідливими сполуками ґрунтів;
- зниження демографічних показників та погіршення стану здоров'я людей;
- зменшення біорізноманіття та його продуктивності і екологічної толерантності [18, 155, 250].

3.2. Радіаційний стан довкілля в регіоні дослідження

Сучасна гірничодобувна діяльність супроводжується інтенсивною зміною природного енерго- та масопереносу, адже з надр на поверхню землі потрапляють величезні маси вугілля, гірських порід та підземних вод і це призводить до розвитку багатьох негативних явищ, які погіршують екологічний стан регіону. Для Нововолинського гірничопромислового району характерним є істотне перетворення умов гідрогеології, зміна балансу і режиму підземних вод, просідання земної поверхні, утворення високомінералізованих кислотних вод.

Сьогодні на території Нововолинського гірничопромислового району функціонують три шахти, одна будується та сім шахт ліквідовано або на стадії рекультивації (рис. 3.3). Радіаційна безпека у цих вугільних шахтах пов'язана з природними радіонуклідами, що містяться у вугіллі і супутніх породах (γ -випромінювання). Основний вплив на дозу опромінення персоналу, який працює під землею, та на загальний радіаційний фон справляють продукти радону і торону, довгоживучі радіонукліди ряду урану і торію, а також радіоактивного ізотопу калію – 40, які присутні в шахтній атмосфері у вигляді аерозолів. Як відомо [83], гамма-випромінювання має велику проникну здатність і тому ззовні опромінює організм гірників. Потужність дози γ -випромінювання прямо-пропорційна вмісту γ -випромінюючих радіонуклідів у стінках гірничих виробок.

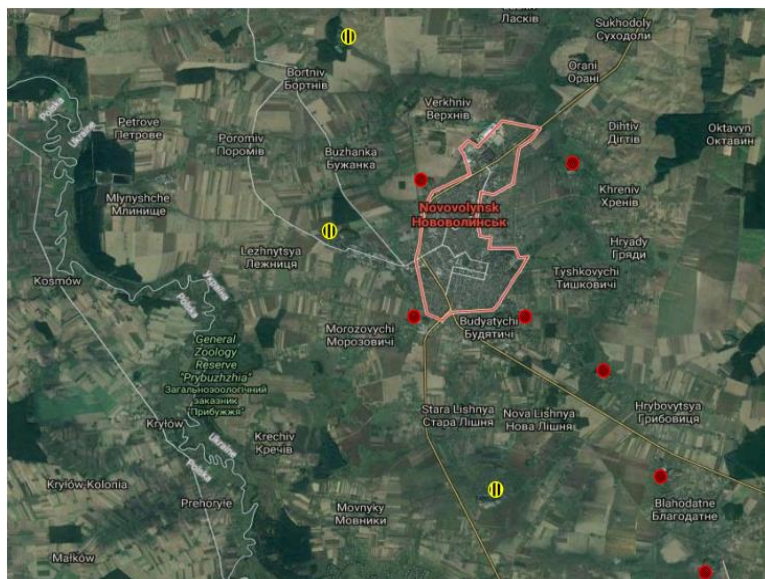


Рисунок 3.3 – Супутникове зображення шахт на території Нововолинського ГПР (жовтий колір – діючі шахти; червоний колір – ліквідовані або перебувають на стадії рекультивації. Використано Google Maps)

Найбільше виділення радону спостерігається в місцевостях, де гірські породи містять високі концентрації урану. Міграції радону сприяє тривала деформація гірських порід, вертикальні зони розломів та пористість порід. Вважають, що найбільшу інтенсивність міграції радону з порід можна очікувати в умовах, де може бути така комбінація геологічних факторів, як присутність породи, збагаченої ураном; інтенсивна деформація субвертикальних порід, що не містять кварцу, карбонату або глини [133-135].

Більшість вугільних шахт провітрюється досить інтенсивно (час повітрообміну менше 2500 с), середній вміст урану і торію у вугіллі і породах рідко перевищує 40 Бк/кг^{-1} . Якщо в таких шахтах забезпечується норматив щодо запиленості повітря (10 мг/м^{-3}), то середній рівень сумарного впливу радіонуклідів на легені знаходиться в межах $0,5 \dots 0,7$ нормативу для шахтарів неуранових рудників і радіаційна обстановка є досить сприятливою. Норматив річного дозового навантаження цих категорій працівників становить 5 мЗв/рік .

Гірничо-технологічні умови у вугільних шахтах, як правило, істотно відрізняються від умов розробки рудних родовищ. Для вугільних шахт характерний більш вузький діапазон вмісту радію – 226 (^{226}Ra) і торію – 232 (^{232}Th), вугілля і шахтних порід, мала кількість горизонтів, що знаходяться на відпрацюванні, невелика глибина залягання вугільних пластів та виділення метану. З урахуванням цих відмінностей можна зробити такі припущення про особливості радоновиділення у вугільних шахтах Нововолинського гірничопромислового району:

- виділення радону (торону) в одиницю об'єму або з одиниці поверхні гірничих виробок відбувається більш-менш рівномірно по всій шахті;

- підвищена інтенсивність радоновиділення можлива там, де виділяється значна кількість метану, а також у гірничих виробках, прилеглих до відпрацьованих ділянок;
- у шахтах зі всмоктуючим способом провітрювання слід очікувати більш високі значення дебіту радону, особливо при невеликій глибині відпрацювання;
- інтенсивність радоновиділення буде більш високою порівняно з вентиляційними виймальними штреками через фільтраційний винос радону із розташованого між ними вугільного пласта.

Результати досліджень [83, 207, 253-254] в регіоні показали, що найбільш небезпечними для довкілля є виробки в пройдених вугільних пластах, із радіоактивністю від 0,01 до 1,3 мЗв/рік (в середньому 0,06 мЗв/рік), а для польових виробок – від 0,05 до 0,8 мЗв/рік (в середньому 0,12 мЗв/рік). Очікується, що середня доза зовнішнього опромінення гірників за рік роботи у вугільній шахті буде в 2,4 раза меншою, за дозу, одержану за цей же період персоналом, який працює на поверхні, і в 6,1 раза меншою за річну дозу від середнього значення природного фону на поверхні.

З вищевикладеного випливає, що на вугільних шахтах і розрізах зовнішнє гамма-випромінювання не є значущим радіаційно небезпечним фактором, а систематичний контроль та облік доз зовнішнього опромінення підземного персоналу необхідні лише на тих шахтах, де середній вміст ПРН перевищує за вмістом радію (Ra^{226}) – 200 Бк/кг⁻¹, а також торію (Th^{232}) – 150 Бк/кг⁻¹. Вимірювання потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання у вугільних шахтах досліджуваного району проводилося лише у діючих шахтах [90].

Результати радіоекологічних досліджень (рис. 3.4) показали, що найбільша концентрація ^{226}Ra у вугільних шахтах становить – 3490-4700 Бк/кг, ^{232}Th – 1200-1980 Бк/кг.

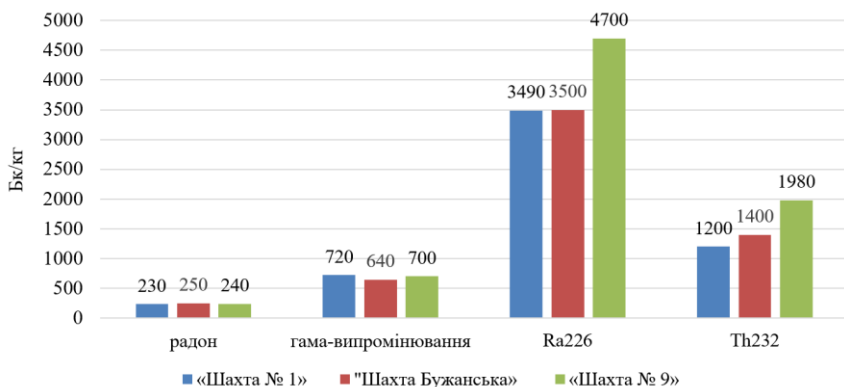


Рисунок 3.4 – Рівень радіоактивності (^{226}Ra та ^{232}Th) діючих вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

Таким чином, рівень експозиційної дози гірничопромислових об'єктів регіону перевищує фоновий у 1,2-1,6 рази. У шахтах середній вміст природних радіонуклідів становить: ^{40}K – 265 Бк/кг; ^{226}Ra – 3240 Бк/кг; ^{210}Pb – 930 Бк/кг; ^{210}Po – 1700 Бк/кг; ^{232}Th – 1700 Бк/кг; ^{228}Th – 1100 Бк/кг; ^{230}Pa – 1300 Бк/кг. Вміст радону в повітрі вугільних шахт досягає 0,3-6,0 Бк/м³ (фоновий вміст), високі значення вмісту радону спостерігаються в місцях колишніх відстійників шахти (на поверхні 22-35 Бк/м), а в місцях дегазаційних свердловин на шахтному полі шахти вміст радону сягає кількох сотень Бк/м³.

3.3. Фізико-хімічні властивості стічних вод

З попередніх наукових досліджень [91, 177] відомо, що стічні води з породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району мають небезпечні забруднюючі речовини, а також значний вміст різних солей, а саме сульфат-іонів. Така висока мінералізація виникає внаслідок руху до водозбірників та взаємодії такої води із гірськими породами відвалів. Окрім того, на своєму

шляху стічна вода збагачується продуктами руйнування гірських порід (сульфати та солі лужноземельних елементів) та вугілля. Стікаючи відпрацьованим простором і накопичуючи в собі мінеральні та механічні домішки, така вода набуває нових фізико-хімічних властивостей, які своєю чергою, значно впливають на якісні показники доквілля. Отже, потрібно розробляти нові шляхи та перспективні способи очищення стічних вод [138].

Основні підходи до класифікації підтериконових стічних вод з відвалів вугільних шахт Новолинського гірничопромислового району за ступенем мінералізації поділяють на класи, які наведені в таблиця 3.3.

Таблиця 3.3

Класи стічних вод породних відвалів Новолинського гірничопромислового району за ступенем мінералізації

I клас	прісна, коли рівень мінералізації становить до 1 г/дм ³
II клас	слабосолонувата, з рівнем мінералізації 1-3 г/дм ³
III клас	солонувата, із вмістом солей 3-5 г/дм ³
IV клас	сильносолонувата, де концентрація солей становить 5-10 г/дм ³
V клас	солонна, де вміст розчинних солей становить 10-25 г/дм ³
VI клас	сильно солонна, де рівень солей становить 25-50 г/дм ³
VII клас	розсоли, коли концентрація розчинних солей понад 50 г/дм ³

В результаті проведених досліджень виявлено суттєві відмінності фізико-хімічного складу підтериконових стічних вод з породних відвалів вугільних шахт №: 2, 4, 9 (табл. 3.4). У всіх пробах води досліджуваного району зафіксовано підвищення вмісту амонію (NH₄⁺) у 5 разів (перенасичення підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт), що у свою чергу викликає забруднення гідросфери регіону.

Таблиця 3.4

Фізико-хімічні властивості підтериконових стічних вод з
породних відвалів вугільних шахт
Нововолинського гірничопромислового району

№ з/п	Назва показника	Одиниця вимірювання	Результат									ГДК мг/д м ³
			№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	
			Шахта №9			Шахта №2			Шахта №4			
1.	Водневий показник (рН)	од. рН	4,7	4,8	7,3	7,8	7,7	7,9	6,6	8,0	6,4	6,0– 9,0
2.	Сухий залишок (90°C)	мг/дм ³	272	1971	677	690	1520	1470	770	1353	403	1000
3.	Мінеральний залишок (800°C)	мг/дм ³	249	1749	649	636	1480	1380	750	1265	375	1000
4.	Вміст орг. речовин (800°C)	% мас.	8,0	11,0	4,0	8,0	3,0	6,0	3,0	7,0	7,0	6,0
5.	Жорсткість загальна	мг-екв/дм ³	0,8	19,8	8,5	6,2	18,3	17,3	9,3	18,6	5,4	7,0
6.	Жорсткість карбонатна	мг-екв/дм ³	0,6	1,2	3,8	3,6	4,8	6,6	2,9	6,2	1,1	7,0
7.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	мг/дм ³	36,6	73,2	232	220	293	403	177	378	67,1	-
8.	Хлориди (Сl ⁻)	мг/дм ³	2,5	145	34,9	53,2	77,0	94,5	54,8	134	64,3	35,0
9.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	мг/дм ³	119,5	861	189	210	597	408	243	408	129	500
10.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,2	12,3	7,2	3,6	19,5	23,5	18,6	53,2	10,2	3,0
11.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	3,7	26,8	59,0	25,8	152,3	125	88,2	102	26,8	45,0
12.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³	0,0	0,1	0,0	0,0	0,6	0,3	0,3	2,0	0,0	-
13.	Кальцій (Ca ²⁺)	мг/дм ³	12,4	246	144	92,2	206	174	122	206	62,1	-
14.	Магній (Mg ²⁺)	мг/дм ³	2,2	91,2	15,8	19,5	97,3	105	38,9	101	28,0	-
15.	Залізо загальне	мг/дм ³	0,1	0,3	0,0	18,0	1,3	2,4	0,1	1,7	0,0	0,3

Продовження таблиці 3.4

№ з/п	Назва показника	Одиниця вимірювання	Результат									ГДК мг/дм ³
			№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	
			Шахта №9			Шахта №2			Шахта №4			
16.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	3,7	12,4	1,9	5,7	2,8	9,6	2,4	6,8	1,3	1,0
17.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	мг/дм ³	68,6	106,4	37,8	77,2	118	72,5	59,1	70,1	24,5	-
18.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	мгО/дм ³	12,3	25,4	17,2	23,9	42,3	36,1	21,3	36,1	12,8	-

Для проб № 1, 2 (табл. 3.4), які були взяті з відвалу шахти № 9, зафіксовано зниження водневого показника рН до 4,7–4,8. Таке посилення кислотності води відповідає високому рівню вимивання мінеральних солей із відвалів і тим самим підвищує рівень забруднення довкілля. У точці відбору проби води № 2 (табл. 3.4, рис. 3.5) зафіксовано значне перевищення вмісту органічних речовин до 11 %, що майже в 2 рази перевищує ГДК. У пробах води із підніжжя відвалів зафіксовано значне перевищення вмісту гідрокарбонатів (проби № 3, 4, 5, 6, табл. 3.4). У пробі № 4 зафіксовано значне перевищення вмісту заліза, (у 50 разів перевищує рівень ГДК).

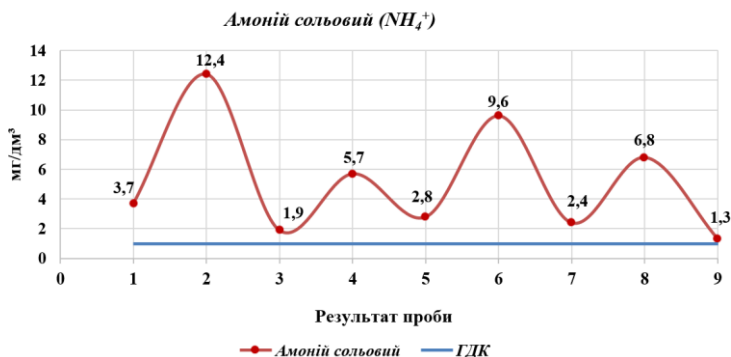


Рисунок 3.5 – Показники амонійного нітрогену в пробах підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт

Вміст у підтериконових стічних водах заліза ($0,3-18 \text{ мг/дм}^3$); сульфатів $500-(800 \text{ мг/дм}^3)$; нітритів ($3-53 \text{ мг/дм}^3$); нітратів ($45-152 \text{ мг/дм}^3$); гідрокарбонатів і розповсюдження їх у біоту, спричиняє припинення росту рослинного покриву. Реакція середовища для досліджуваних проб води є лужною (рис. 3.6).

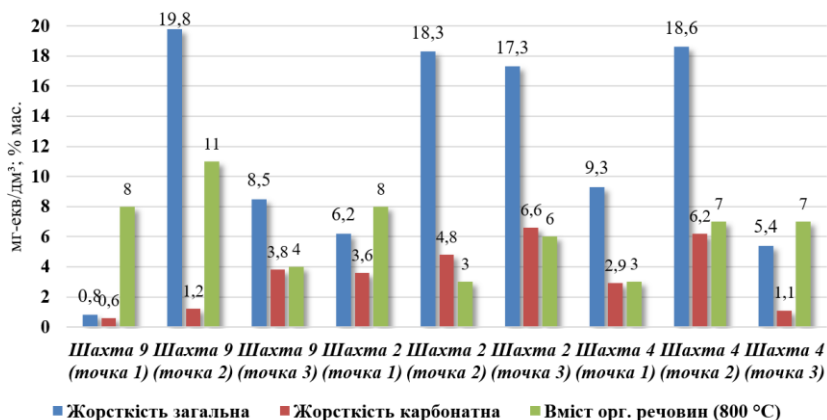


Рисунок 3.6 – Зміна показників карбонатної, загальної жорсткості та вмісту органічних речовин у пробах підтериконових стічних вод з териконів

Високий вміст амонійних солей свідчить про значне забруднення води, адже амоніак є сполукою, що утворюється в процесі розкладу амінокислот. Одночасний вміст у пробах води заліза (середній показник у всіх пробах $2,6 \text{ мг/дм}^3$), нітритів (середній показник у всіх пробах $16,5 \text{ мг/дм}^3$) та нітратів (середній показник у всіх пробах $67,7 \text{ мг/дм}^3$) свідчить про значну забрудненість через окиснення породи у відвалі та вимивання її водою (рис. 3.7). Вміст у воді амоніаку та нітритів вказує на постійне джерело забруднення із відвалів породи.

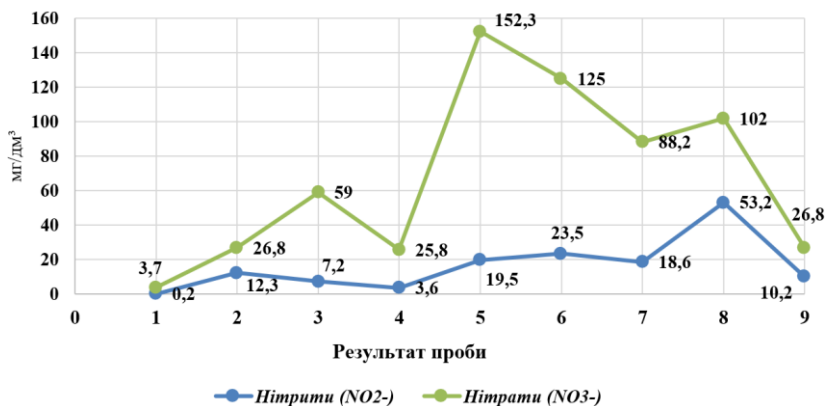


Рисунок 3.7 – Зміна показників вмісту нітритів та нітратів у пробах стічної води з териконів

Перевищення рівня амоніаку у воді із потраплянням її у ріки призводить до екологічної небезпеки екосистеми в цілому. В процесі витіснення нітрогенчутливих видів руйнуються функціональні зв'язки між усіма ланками екосистеми (рослинами, тваринами, мікроорганізмами), що призводить до порушення самовідновлення екосистеми.

Негативні геологічні процеси, пов'язані з териконами, виявлені в різних аспектах. Водна ерозія призводить до розширення площі відвалів. Для стічних вод з відвалів характерні підвищена природна мінералізація (від 2 до 10 г/л, в окремих випадках понад 20 г/л), бактеріальна забрудненість, значний вміст зважених речовин (від 20 до 500 мг/л), наявність нафтопродуктів і мікро-компонентів – важких металів, небезпечних і токсичних хімічних елементів і сполук, що унеможливує їх використання без спеціального очищення і демінералізації. Зараз, практично, на всіх діючих і закритих підприємствах вугільної промисловості шахтні води очищаються тільки від механічних домішок (зважені речовини, нафтопродукти) та від бактеріальних забруднень.

Накопичення небезпечних складових у стічних водах породних відвалів вугільних шахт створює суттєву екологічну небезпеку водноресурсному потенціалу регіону. Повною мірою це стосується і стоків забруднених речовинами, які відносяться до 2-го та 4-го класу небезпеки – органічними сполуками фтору, нітрогену та радіонукліди, які є одними із найнебезпечніших для гідросфери. Для запобігання виникненню небезпечних проявів стічних вод на екологічну безпеку в районі дослідження необхідно раціонально використовувати природні ресурси, своєчасно здійснювати демінералізацію та рекультивацію, фітомеліорацію порушених земель [20, 32, 151].

3.4. Видове різноманіття прибережно-водної рослинності техногенних водойм породних відвалів

Відкрите видобування корисних копалин призводить до техногенної трансформації природного середовища. Внаслідок вуглевидобувних розробок на території Малого Полісся, що представляє собою понижену акумулятивно-денудаційну рівнину з високим рівнем залягання ґрунтових вод, утворилися штучні озера, які виступають у ролі новоутвореного техногенного елемента ландшафту, що видозмінює первинний природний. Більшість техногенних озер дуже малі. Вони характеризуються складною будовою ложа, неоднорідністю мікрорельєфу, формування якого, здебільшого, підпорядковувалось технологічним факторам експлуатації, внаслідок чого в розподілі глибин немає чіткої закономірності та розвиненої літоральної зони.

Розвиваючись згідно із природними закономірностями, озера підлягають поступовому природному заростанню, що зумовлює відновлення рослинного покриву – найбільш важливої та інформативної складової біогеоценозів [137].

Важливим аспектом, який є маркером успішності перебігу природних фітомеліоративних процесів, є те, що на територіях, які межують із техногенно девастованими

ділянками відбувається вивчення видового різноманіття прибережно-водної рослинності водойм, котрі утворились внаслідок гірничих розробок.

Існує кілька загальноприйнятих класифікацій прибережно-водної рослинності, котрі застосовуються в наукових дослідженнях. Більшість дослідників (І. Д. Богдановська-Гієнеф, 1974; А. П. Шенников, 1950; І. М. Рапсотов, 1977, В. П. Кучерявий, 2003) до складу прибережно-водної рослинності включають такі флористичні групи [114, 116, 121]:

1. види, які постійно, протягом усього життєвого циклу, потребують водного середовища (рдесник гостролистий (*Potamogeton acutifolius* Link.), роголистник занурений (*Ceratophyllum demersum* L.);

2. види, які ростуть в прибережній зоні, котра тривалий час є затопленою (сезонний аспект) і мають морфологічну спільність із водним середовищем (манник великий (*Glyceria maxima* Hartm.);

3. види, які з'являються на стадіях заболочування водойм (образки болотяні (*Calla palustris* L.), шабельник болотний (*Comarum palustre* L.).

В морфологічно-екологічному відношенні прибережно-водна рослинність поділяється на три групи:

- рослини, які піднімаються над водним рівнем (повітряно-водні);

- рослини із плаваючим листяним покривом на поверхні води;

- рослини, повністю занурені у воду (прикріплені або ж не прикріплені до берега, ростуть на дні водойми).

- Найчастіше на практиці використовується класифікація Г. І. Поплавської та А. П. Шенникова.

- За класифікацією Г. І. Поплавської виділено дві групи прибережно-водної рослинності:

- гідрофіти – рослини, менша частина яких є занурена у воду;

- гідатофіти – рослини, повністю або більшою частиною занурені у воду, які у свою чергу поділяються на гідатофіти справжні, аерогідатофіти занурені, аерогідатофіти плаваючі.

Відповідно А. П. Шенников до групи гідрофітів відносить, у свою чергу, занурені у воду рослини і рослини з плаваючим листям та листоподібними пагонами [118].

Важлива також ідентифікація досліджуваної водойми за рівнем трофності. За цим показником водойми діляться на чотири групи: оліготрофні, мезотрофні, евтрофні і дистрофні [13].

Оліготрофні водойми характеризуються великою глибиною, значною прозорістю (4-20 м і більше), наявністю кисню по всій товщі води впродовж цілого року. Вони займають глибокі тектонічні та ерозійні западини зі слабо вираженою літоральною зоною. Донні відклади бідні на органічні частинки. У них життєве рослинне видове біорізноманіття обмежене нестачею біогенних речовин, низькою температурою води та незначною літоральною зоною [115].

Мезотрофні водойми характеризуються проміжним набором ознак між оліготрофними і евтрофними. Вони найчастіше трапляються на підзолистих ґрунтах лісової та лісостепової зон. В них переважають сірі, глинисті або піщані донні відклади. Вони мають глибину 5-30 м, а прозорість води становить 1-4 м. Часто є дефіцит кисню в нижній зоні. Озера цього типу заростають в середньому в діапазоні 35-60%. В складі рослинного покриву є високий відсоток проективного вкриття, зайнятий напівзануреною рослинністю (очеретом), багатший видовий склад флори (40-60 видів), домінують занурені рослини. Тут зустрічаються рдесники, роголистники. Широкому поширенню рослинності, а отже зростанню відсотка фітомеліоративного покриття сприяють гідрохімічні особливості: слаболужна реакція (рН 8), невисока мінералізація

(близько 180 мг/л) та наявність в субліторальній зоні карбонатних сапропелів із вмістом органіки в межах 35%.

Евтрофні водойми характеризуються високим рівнем біологічної продуктивності. Це, як правило, неглибокі водойми зі значним надходженням біогенних сполук з площі водозабору. Розташовані, як правило, в рівнинній, слабо горбистій місцевості з рихлими породами. Водна товща добре освітлюється та прогрівається, як наслідок розвитку фітопланктону, який в літній період призводить до явища «цвітіння води». Донні відклади багаті органікою і біогенними сполуками. Прозорість є дещо меншою 0,5-2 м. Розчинений у воді кисень, як правило, міститься у поверхневих шарах, а в нижніх шарах із середини літа часто наявна безкиснева зона, що обмежує різноманіття видів флори. В слабо евтрофних водоймах часто є напівзанурена рослинність (тростинник, рогіз, очерет). Низька прозорість унеможлиблює значне біорізноманіття підводної рослинності (елодея, рдесник). Такі озера заростають до 20%.

Дистрофні водойми переважають у лісовій зоні, вода слабо мінералізована і багата гуміновими речовинами, що надає водній товщі вираженого темного забарвлення. Для них характерна незначна прозорість в діапазоні 2-4 м, рН 4-7, мала концентрація карбонатів. Цей тип водойм багатий органікою, проте процес деструкції в них є тривалим і повільним. Вирізняються рясним розростанням прибережної рослинності та майже повною відсутністю справжніх гідрофітів. Вони характеризуються реакцією середовища від слабокислого до слаболужного (рН 4-7) та низьким рівнем мінералізації (15-150 мг/л). Видове різноманіття флори відносно бідне – 5-10 видів [118, 156].

На досліджуваній території відновлення континууму рослинного покриву відбувається завдяки формуванню вищої прибережної, прибережно-водної та водної рослинності [128-130].

Проведене нами дослідження показало, що заростання досліджуваного озера відбувається за природним типом, тобто з утворенням трьох смуг рослинності: повітряно-водної, з плаваючими листками та зануреної. Специфіка сформованого на цей час рослинного покриву – це переважання ценозів, утворених повітряно-водними рослинами. Вони простягаються по периметру озер, на глибині до 3 м, утворюючи часто безперервну смугу, ширина якої залежить від глибини і є малорозвиненою через вузьку смугу літоралі та круті ухили дна від берега.

На береговій лінії досліджуваної водойми із трьох боків виявлені поодинокі типові гідрофільні деревні види – верба біла (*Salix alba* L.) і вільха сіра (*Alnus incana* (L.) Moench.), які є маркерами зволжених місцезростань.

Друга смуга рослинності з плаваючими листками розміщується до глибини водойми 0,3-3,0 м і складається із угруповань за участю переважаючих рдесників та поодиноких глечиків жовтих.

Занурена рослинність спостерігається на глибині в діапазоні до 4,5 м і структурно складається із ценозів кушира зануреного, водопериці зануреної та водяного жовтецю закрученого.

3.5. Вміст важких металів у стічних водах, відвальній породі та рослинності

В результаті видобутку вугілля в Нововолинському гірничопромисловому районі відбувається вивільнення важких металів і їх надходження в біоту. Основним їх джерелом є відвали розкривних порід. У випадку горіння цих порід ґрунти можуть бути забруднені на 30-50 км від місця горіння. Проблема переробки породних відвалів вугільних шахт в регіоні зараз залишається невирішеною і є предметом численних наукових досліджень, які показують, що переважна більшість відомих методів і способів переробки відходів вуглевидобутку найчастіше є енерго- та капіталомісткими і не пропонують екологічно безпечних схем. Крім забруднення

повітря, вугільні відвали в результаті дренажу дощових і талих вод інтенсивно забруднюють поверхневі і підземні води токсичними елементами, які входять до складу породи, а також істотно змінюють гідродинамічний режим і рівень підземних вод р. Західний Буг. [145]. За даними лабораторного дослідження проб ґрунту з вугільних відвалів Нововолинського гірничопромислового району (рис. 3.8) встановлено, що на відстані 0,5 км по периметру від відвалу ґрунти повністю втрачають свої властивості до глибини 0,6 м, а в зоні до 1 км відбувається накопичення важких металів, втрата гумусу і деградація ґрунтів.

В дослідженні породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району найбільше виявлено нікелю та кобальту, які є найхарактернішими мікроелементами для підтериконових стічних вод відвалів вугільних шахт Нововолинського ГПР. Безпосередньо негативний вплив на довкілля породних відвалів в умовах урбанізованого середовища можна систематизувати так [17, 20, 180]:

1. зміни гідрогеологічного режиму досліджуваної території;
2. хімічна та радіологічна токсикація ґрунтів і вод та порушення рівноваги геологічного, фізичного і механічного стану масиву;
3. видування і вимивання шкідливих компонентів, забруднення земель і зменшення їх родючості;
4. спільний вплив відвалів, які горять при змиканні зон поширення продуктів горіння.

Аналіз результатів лабораторних досліджень свідчить, що ґрунти повністю втрачають свої поживні речовини до глибини 0,6 м, а у радіусі 1 км відбувається накопичення важких металів, втрата гумусу і їх деградація (рис. 3.8). У відвальній породі досліджуваного району геохімічний фон та вміст перевищували концентрації нікелю ($0,15 \text{ мг/дм}^3$) та кобальту ($0,117 \text{ мг/дм}^3$).

Здатність рослин виростати в умовах забруднення довкілля важкими металами пояснюється існуванням у них широкого спектра різноманітних механізмів стійкості, що діють на різних рівнях розвитку рослинного організму.

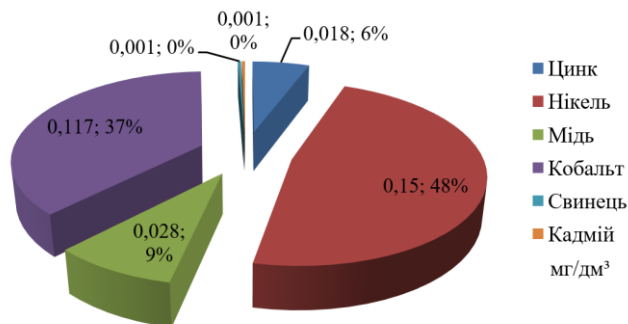


Рисунок 3.8 – Вміст важких металів у підтериконових стічних водах породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

На сьогодні доведено [4, 9, 147], що крім виділення клітинами кореня в ризосферу різних хелаторів на стійкість рослин до важких металів впливає і їх взаємодія з мікроорганізмами ризосфери. При цьому показано, що в присутності ризобактерій ріст рослин, уповільнених дією токсичних іонів, відновлюється завдяки покращенню всмоктування необхідних елементів мінерального живлення і зміни балансу фітогормонів, зокрема, обмеження синтезу етилену. Здатність зв'язувати метали описана для багатьох типових представників ризосферної мікрофлори: *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Serratia*.

Отже, в умовах підвищеного вмісту важких металів в ґрунті ризосфера бере участь у збільшенні стійкості рослин до їх негативного впливу. При цьому її участь у механізмах стійкості полягає в хелатуванні токсичних іонів в ґрунті за

рахунок виділення низькомолекулярних речовин (цукрів, амінокислот, органічних кислот), а також участь пов'язана з діяльністю ризобактерій, що сприяють відновленню росту рослин в умовах високих концентрацій важких металів у відвалах вугільних шахт [208, 216, 254].

Досліджено вміст важких металів у рослинності породних відвалів вугільних шахт м. Нововолинська (рис. 3.9). Значне накопичення кадмію спостерігається у корі (5,25 мг/кг) та (2,75 мг/кг) корінні *Salix caprea* L. Такий нерівномірний розподіл вмісту кадмію у різних частинах дерев викликаний місцем їх зростання та близькістю коріння до підтериконових стічних вод із високим вмістом важких металів. Аналізуючи вміст плюмбуму в рослинній сировині встановлено, що високий його вміст накопичується у коренях берези (2 мг/кг) та корі верби (0,71 мг/кг). Спостерігається значна акумуляція купруму та цинку у корі сосни (14,50 мг/кг) та верби (11,97 мг/кг). Такий високий вміст забруднень пояснюється пористою структурою деревини. Вміст кобальту та нікелю у зразках рослинності не перевищує ГДК.

Аналізуючи отримані результати, можна констатувати, що порода з відвалів має значення рН від слабокислого (5,1-5,7) до близького до нейтрального (6,7-7,1), це пов'язано з лужною реакцією вугільної породи, яка є в профілі техногенних ґрунтів. Значення рН з глибиною від 0-5 см до 5-20 см змінюється незначно. У техногенних ґрунтах вміст гумусу також менше 3,0%, на цих ділянках ґрунтові частинки перемішані з вугільною породою, і тут, як і на відвалах вугільних порід, йде процес ґрунтоутворення і формування рослинного покриву. Ґрунтово-поглинаючий комплекс природного ґрунтового покриву і техногенних ґрунтів не насичений обмінними Ca^{2+} , Mg^{2+} , що пов'язано з легким гранулометричним складом і кислою реакцією ґрунтового розчину [97, 155]. У результаті дослідження ґрунтових зразків і вугільної породи з відвалів Новолинського гірничопромислового району на вміст в них

валових форм Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Mn встановлено, що в околиці шахт на всіх ділянках значення концентрацій цих елементів значно перевищують фонові (в раз): Cu – до 10; Pb – до 5; Mn – до 2; Ni – до 6; Cd – до 5; Zn – до 3. Оскільки значення концентрацій валових форм важких металів дозволяють визначити наявність або відсутність техногенного забруднення ґрунтового покриву, то ми можемо охарактеризувати досліджувані території як техногенно-забруднені.

Говорячи про рухомі форми важких металів, необхідно відзначити, що концентрації рухливих форм досліджуваних елементів у зоні стоків з відвалів вугільних шахт перевищують значення фону (в раз): Cu – до 9; Pb – до 3; Mn – 4; Ni – 13; Cd – 10; Zn – 16. Високі значення концентрацій кадмію та нікелю, можливо, пояснюються тим, що ці хімічні елементи характерні для вугільної породи, що розробляється гірничопромисловими комплексами [54, 202].

Низький рівень заліснення (60%) териконів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району визначається значним засоленням та високою концентрацією водорозчинних солей. Загальна засоленість визначається вмістом сульфат-іона (SO_4^{2-}) вміст якого у териконах вугільних шахт м. Нововолинська варіює в межах 0,16-0,68 г / 100 г ґрунту.



Рисунок 3.9 Вміст важких металів у рослинних зразках породних відвалів вугільних шахт Новолинського ГПП

3.6. Вплив підвищених температур відвальної породи на розвиток піонерної сукцесії

Причини виникнення пожеж на териконах вугільних шахт розглянуті у низці публікацій науковців [3, 34, 57, 87, 112, 200]. Автори показують, що схильність до самонагрівання і самозаймання мають вуглисто-глинисті породи з підвищеною поруватістю та вмістом піриту і марказиту. Розігрівання порід пояснюється окисненням сульфідів, яке відбувається за участі тіонових бактерій (*Thiobacillus ferrooxidans*). Умовою їх життєдіяльності є наявність кисню і вугільної кислоти. В міру розігрівання породи тіонові бактерії змінюють свою форму і продовжують діяти до температури +1000°C в середовищі з рН до одиниці.

Сутність самозаймання відвалів, що містять вугілля, на думку вчених [7, 26, 30, 48, 79], полягає в тому, що вугілля сорбує на своїй поверхні з повітря молекулярний кисень, який утворює з карбоном нестійку пероксидну сполуку, що легко розкладається, виділяючи при цьому активний кисень, який окислює вугілля і перетворює його в багаті киснем стійкі сполуки. Оскільки цей процес екзотермічний, то він супроводжується підвищенням температури, прискорюється процес окиснення, що призводить до самозаймання всього відвалу. Вміст сірки у відвалах сягає 10% (сульфідна сірка – до 84%), а її окиснення здійснюється тіоновими бактеріями. Вони являють собою, зазвичай, автотрофні мікроорганізми, що використовують CO₂ для побудови свого тіла і отримують енергію при окисненні сірки і її відновлених продуктів. Описане вище окиснення і горіння породних відвалів супроводжується значним виділенням водяної пари, яка є мінералоутворюючим середовищем для більшої частини мінералів: сульфатів, гідрокарбонатів, карбонатів, фосфатів, арсенатів. Крім того, при окисненні виділяється вуглекислота, нітроген оксид (IV), який з водою утворює нітратну кислоту.

При нестачі кисню в осередках горіння в парогазових викидах міститися сірководень, вуглеводні, амоніак, оксид карбону (II).

Науковці [3, 77, 79, 105] наводять такі чинники, що сприяють процесам самозаймання вугільних відвалів:

- процес самозаймання активізується в присутності вологи, при наявності стадій висихання і зволоження, оскільки сушіння вугільної матриці в процесі втрати води збільшує кількість пор. У Нововолинському гірничопромисловому районі кількість опадів, практично, повсюдно більша за 300 мм/рік, саме тому сушіння вугільної матриці відбувається досить активно;

- швидкість окиснення вугілля зростає з підвищенням зовнішньої температури. Особливо це важливо у випадках розташування вугільних відвалів в теплому кліматі. За своєю природою, вугілля не схильне до самозаймання, але при переміщенні його у відвали в умовах теплового клімату, може загорятися. У Нововолинському гірничопромисловому районі температура поверхні на схилах в спекотні дні може сягати +41–+42°C, що стимулює активізацію процесів окиснення;

- теплопровідність вугілля може впливати на можливість виникнення процесів самозаймання, адже воно виконує функцію передачі і акумуляції тепла, що утворюється при окисненні. Теплопровідність зазвичай буває вища у випадках високої концентрації мінеральних речовин в складі вугілля, оскільки вони швидше розсіюють тепло. Кількість мінеральних речовин у відвалах Нововолинського гірничопромислового району в середньому становить 10-20%. Окиснення вугілля посилюється на дрібних частинках, через збільшення площі поверхні, що доступна для окиснення. У відвалах Нововолинського гірничопромислового району вугільна складова знаходиться в подрібненому стані, тому такі відвали більше схильні до самозаймання, ніж вихідне вугілля. Як видно із наведених вище факторів, в умовах досліджуваних териконів Ново-волинського

гірничопромислового району, самозаймання відвалів відбувається досить часто, і їх кількість на рік буде значна.

Аналізуючи результати досліджень науковців [7, 48, 76, 112] стосовно самозаймання вугілля, можна виділити кілька стадій:

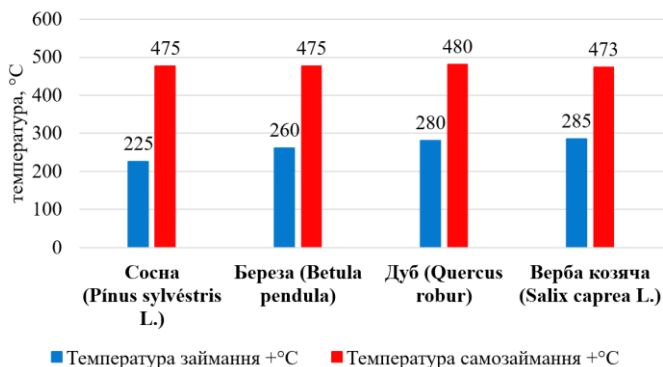
- фізична адсорбція кисню з виділенням тепла і послідовне збільшення кількості тепла;
- хімічна сорбція при температурах від $+50^{\circ}\text{C}$;
- руйнування оксидних вуглеводнів, при температурі самонагрівання при $+70^{\circ}\text{C}$) і вивільнення кисню, який далі окиснює незмінену речовину вугілля.
- самозаймання може відбуватися, коли всі ці процеси призводять до накопичення тепла і зростання температури до $+150^{\circ}\text{C}$.

При температурах більших ніж $+300^{\circ}\text{C}$ відбувається розкладання мінералів і вуглецевмісної речовини з виділенням чадного газу (CO), вуглекислоти (CO₂), азоту (N₂), оксиду сульфуру (SO₂). При температурах $+480$ – $+520^{\circ}\text{C}$ відбувається утворення амоніаку (NH₃); при температурі $+500$ – $+550^{\circ}\text{C}$ виділяється водень (H₂), монооксид карбону (CO) і важкі вуглеводні; при температурі $+900$ – $+1200^{\circ}\text{C}$ утворюється сірковуглець (CS₂), карбону оксисульфід (COS), тіофен (C₄H₄S). При температурі $+800$ – $+1200^{\circ}\text{C}$ порода вугільних відвалів зазнає термального метаморфізму, тобто відбувається часткове плавлення і випал шахтних порід, а також утворюються гематит, муліт, шпінель тощо.

Відомо, що займання териконів – це перехід хімічної системи з низькотемпературного окиснення у стан горіння терикона, а самозаймання териконів – явище різкого збільшення швидкості екзотермічних реакцій, що призводить до виникнення горіння шахтної породи за відсутності джерела запалювання. Відповідно до правил пожежної безпеки для підприємств вугільної промисловості України, найбільш надійним способом захисту від займання та самозаймання

відвалів вугільних шахт є розроблення проекту протипожежного захисту, тобто застосування пожежобезпечних схем розкриття і підготовки шахтних полів, систем розробки відвалів вугілля, схильного до самозаймання, заходи щодо попередження пожеж від самозаймання териконів, а також швидкої локалізації і активного гасіння пожежі [17, 26, 34].

Дослідження показників займання та самозаймання твердих речовин і матеріалів проводили у весняний період. Досліджуваними об'єктами були зразки деревних порід з терикона шахти Нововолинського гірничопромислового району (Волинська область м. Нововолинськ). У породі відвалів Львівсько-Волинського вугільного басейну найчастіше домінують хрящуваті і кам'яністі фракції і вони не дуже сприяють росту дерев на териконах. Для оцінки рівня впливу на довкілля продуктів горіння і необхідних умов самозаймання лісових культур на териконах вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району ми вибрали такі дерева, як береза, сосна, дуб та верба (рис. 3.10). Отримане значення температури займання матеріалу зразків лісових культур округлено з точністю до $+5^{\circ}\text{C}$. Аналізуючи отримані результати, можна зробити висновок про те, що температура займання зразка сосни звичайної становить $+225^{\circ}\text{C}$.



Рисуюнок 3.10 – Самозаймання та займання лісових культур на териконах вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

У результаті проведених пірологічних досліджень було встановлено, що на териконах Нововолинського гірничопромислового району лісові культури здатні самозайматися та сприяти розповсюдженню низової пожежі. Температурні дослідження деревних видів, які розвиваються на поверхні породних відвалів вугільних шахт, є важливими з точки зору комплексної оцінки екологічної безпеки довкілля регіону. Окрім токсичного едафотопу, запиленості, підвищеного радіаційного фону, рослинність підпадає під температурний вплив (рис. 3.10). Продукти неповного розпаду потрапляють у стічні води, додатково насичуючи їх небезпечними речовинами та сполуками. Температура самозаймання: берези – +475°C, дуба – +480°C, козячої верби – +473°C, сосни – +475°C. Ці дані є важливими з точки зору процесів самозаймання породи, як джерела виникнення пожеж на поверхні відвалів вугільних шахт. Дерево-чагарникова рослинність за таких умов сприяє поширенню вогню і виникнення низових пожеж.

Займання або самозаймання рослинного покриву на териконах вугільних шахт призводить до високих рівнів забруднення довкілля. На сьогодні методом подолання наслідків самозаймання лісових культур териконів вугільних шахт є запобігання і ліквідація горіння териконів, а також вчасна рекультивация та фітомеліорація породних відвалів недіючих вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району.

3.7. Вміст мікрофлори у стічних водах

Проблема бактеріального забруднення стічних вод вугільних териконів стає все більш актуальною в умовах зростаючого антропогенного навантаження на урбанізованих територіях. Щорічне збільшення аварійних скидів неочищених стічних вод, незадовільний стан каналізаційних колекторів і недостатнє знезараження стоків досліджуваного району призводить до загострення проблеми і потребує заходів постійного контролю біологічних факторів забруднення міських водойм.

Тому дуже часто спостерігається нестабільна динаміка забруднень, що супроводжується підвищенням значенням ГДК щодо бактеріологічних показників. Тому важливо вдосконалювати методи екологічного моніторингу та проводити комплексну оцінку екологічного стану водойм урбанізованих територій з урахуванням їх бактеріального забруднення стічними водами з вугільних шахт [11].

Зміна якості стічних вод Новолинського гірничопромислового району під час цвітіння сприяє погіршенню їх санітарного режиму. В результаті цих процесів відбувається збільшення органічної речовини в донних відкладеннях і поживних речовин в товщі води, тобто відбувається евтрофікація водойми, що є сприятливим середовищем для розвитку і розмноження патогенних організмів у стічних водах. Вода стає каламутною, з'являються неприємні запахи і смак, змінюються вміст кисню, рН та інші параметри води. Цвітіння води сприяє збереженню життєдіяльності патогенних і умовно-патогенних мікроорганізмів при потрапленні їх у воду, що в свою чергу сприяє виникненню і поширенню кишкових захворювань. При надлишку азоту і нестачі фосфору багато нижчих рослин, в основному водорості, виробляють токсини, які передаються по всьому харчовому ланцюгу водної екосистеми, досягаючи людини. Процеси метаболізму синьо-зелених водоростей супроводжуються виділенням у довкілля токсичних речовин для біоти [41, 149-150].

Аналізуючи мікрофлору стічних вод вугільних шахт, в першу чергу, слід сказати про дельта-протеобактерії (*Desulfovibrio vulgaris*). Ця група включає бактерії, що здатні до ковзаючого руху, сульфатвідновлювальні бактерії (*Desulfovibrio*, *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfonema*) і сіркобактерії (*Desulfuromonas*). Більшість анаеробів здатні використовувати неорганічні речовини для свого живлення. Представники цього класу відіграють важливу роль у кругообігу елементів в природі [9, 11].

Джерелами енергії слугують сульфід і сульфат-іони (S^{2-} , SO_4^{2-}), елементарна сірка, тіосульфат ($S_2O_3^{2-}$). Окрім того, *Th. ferrooxidans* використовують як джерело енергії солі двовалентного заліза, окислюючи Fe^{2+} до Fe^{3+} . Науковці [3, 76] встановили, що внаслідок тривалого самонагрівання відвальної породи в ній утворюються сірчаноокислі зони, які складаються з безструктурної маси та концентрованої сірчаної кислоти.

Всі представники цієї групи можуть рости при освітленні і використовуючи з довкілля CO_2 , в якості єдиного джерела вуглецю, а як донор електронів гідроген сульфід – H_2S . Відомо також, що багато видів можуть використовувати для цієї мети молекулярну сірку (SO), сульфит – (SO_3^{2-}) або тіосульфат – ($S_2O_3^{2-}$) аніони [44, 49]. При цьому, сульфід аніон (S^{2-}) окислюється послідовно до молекулярної сірки або сульфат – (SO_4^{2-}) аніону, а глобули сірки відкладаються в периплазмі бактерії у вигляді твердих включень [93].

Винятком з цього правила є бактерії роду *Ectothiorhodospira*, які окислюють сульфід – (S^{2-}) і тіосульфат – ($S_2O_3^{2-}$) аніони до молекулярної сірки (SO), але не накопичують останню в межах своєї клітини. Представники цього роду виділяють сірку у довкілля, а потім при потребі поглинають її з довкілля знову і окиснюють до сульфат – (SO_4^{2-}) аніону.

При забрудненні біоти стічними водами виявляють кишкові палички, ентерококи, клостридії, спірили, вібріони. Бактеріальне забруднення стічних вод з вугільних териконів Нововолинського гірничопромислового району викликано потраплянням до них продуктів гниття деревини і живих організмів, частково фекальних мас. Останні створюють сприятливе середовище для розвитку патогенних бактерій. Серед них виявляються мікроорганізми та цвілеві гриби, мікроби кишкової групи. Встановлено мікробіологічні показники (колонієутворюючі одиниці) стічної води з вугільних шахт та породи відвалів вугільних шахт досліджуваного регіону (рис. 3.11).

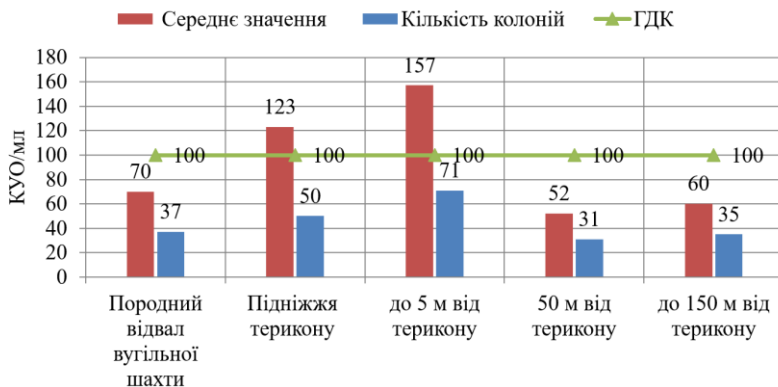


Рисунок 3.11 – Мікробіологічні показники стічної води породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

Під час дослідження мікробіологічних показників (колонієутворюючі одиниці) стічної води з відвалів вугільних шахт досліджуваного регіону встановлено, що біля підніжжя та у радіусі 5 метрів від підніжжя терикона пере-вищено гранично допустимі концентрації кількості колонієутворюючих одиниць на 40 % (рис. 3.12).

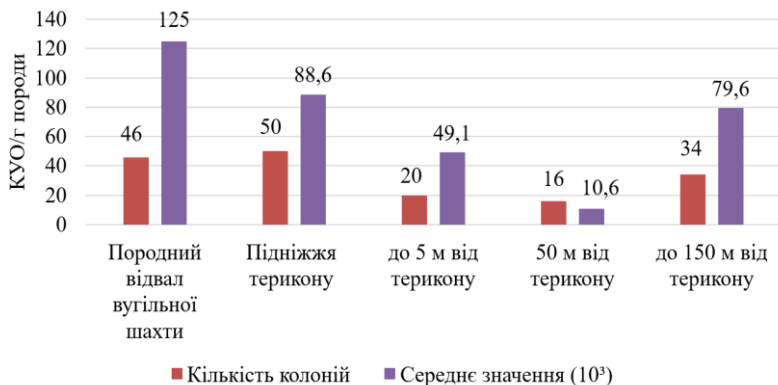


Рисунок 3.12 – Мікробіологічні показники породи відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

Такі значення вказують на те, що породні відвали вугільних шахт є природним середовищем для існування багатьох видів грибів, бактерій та поодиноких мікроорганізмів. Проведені лабораторні дослідження [56] дають підставу констатувати, що кількість мікроорганізмів та їх біологічна активність у підтериконових стічних водах та породі вугільних шахт м. Нововолинська залежить від рівня антропогенного навантаження вугільних підприємств.



Рисунок 3.13 – Середні значення вологості породи відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

Мікроорганізми виступають чутливими індикаторами, що надає можливість використання їх для моніторингу за станом довкілля гірничопромислових комплексів, відтворення ландшафтно-біологічного різноманіття породних відвалів та підтримання екологічної безпеки регіону [93].

Вологість у породі відвалів вугільних шахт досліджуваного району (рис. 3.13) вказує на те, що терикони пропускають крізь себе воду, а також на їх здатність віддавати воду шляхом вільного стікання.

За результатами факторного аналізу чисельність колонієутворюючих одиниць мікроскопічних грибів пов'язана з високим вмістом рН і вмістом хрому у породних відвалах. Найсуттєвіший вплив мікроскопічних грибів спостерігається в породах відвалу діючої шахти № 9 Нововолинського гірничопромислового району 125 КУО/г породи. Оскільки шахта № 9 м. Нововолинська найбільш забруднена небезпечними речовинами, а відвали шахтних порід шахт № 2 та № 4 природно зарослі рослинністю та перебувають на стадії рекультивації, то можна дійти висновку, що під час проходження певних етапів рекультивації відвалів шахтних порід є можливість зменшити вплив мікроскопічних грибів та різноманітних бактерій на інші групи мікроорганізмів і фізико-хімічні показники відвалів породи шахтних порід, а також їх вплив на біоту [108].

3.8. Особливості сезонної динаміки вмісту небезпечних компонентів у стічних водах

На території Нововолинського гірничопромислового району як відходи виробництва, крім стічних вод, утворюються значні маси порожньої породи. Вона складається на плоских відвалах, які зазвичай, примикають до територій. На плоских відвалах накопичується також вугілля. Порода і вугілля в циклі збагачення контактують з фотореагентом, тому зливові стоки з території плоских відвалів можуть бути забруднені хімічними сполуками. Очищення поверхневих вод з території вугільних шахт не проводиться, хоча за якісним складом вони належать до сильно забруднених. При обстеженні Нововолинського вуглепромислового району зливний стік з його території містив понад 15000 мг/дм³ завислих речовин, концентрація фотореагенту досягала понад 450 мг/дм³, а нафтопродуктів – 500 мг/дм³.

Породні відвали є основними джерелами забруднення поверхневого стоку зваженими речовинами, мінеральними солями та іонами важких металів. Так, кількість зважених

речовин у дощових водах доходить до 12000 мг/л і в талих – до 50000 мг/л, загальний солевміст досягає 8000 мг/л. Максимальна кількість заліза становить понад 7550 мг/л. Воно виявляється в талих водах відвалів майже всіх шахт Нововолин-ського вуглепромислового району. Стоки вугільних складів за складом і концентрацією забруднюючих речовин мало відрізняються від стічних вод породних відвалів. Надзвичайно важливим фактором техногенного впливу на санітарний стан природних водних об'єктів є забруднення водозбірних територій хімічними елементами навколо вугільних і гірничорудних підприємств, особливо при розробці поліметалічних руд.

Хімічні та фізико-хімічні методи очищення є найбільш ефективними для очищення виробничих стічних вод. До основних хімічних способів відносять нейтралізацію і окислення. Для нейтралізації кислот і лугів в стічні води додають спеціальні реагенти (вапно, кальциновану соду, аміак). Для окислення використовують різні окиснювачі (O_3 , $KMnO_4$). За допомогою цих методів стічні води звільняються від токсичних та інших компонентів. При фізико-хімічному очищенні використовуються такі методи:

- коагуляція – введення в стічні води коагулянтів (солей амонію, заліза, міді, шламових відходів);
- сорбція – здатність деяких речовини (бентонітові глини, активоване вугілля, силікагель, торф та ін.) поглинати забруднення. Методом сорбції можливо витягати із стічних вод цінні розчинні речовини і потім їх утилізувати;
- флотація – пропускання через стічні води повітря. Газові бульбашки захоплюють при русі вгору поверхнево активні речовини – ПАР (нафту, масла, інші забруднення) [51, 164].

В останні роки активно розробляються нові ефективні методи, які сприяють екологізації процесу очищення стічних вод, а саме:

- електрохімічні методи засновані на процесах анодного окислення і катодного відновлення: електрокоагуляції і електрофлотації;
- мембранні процеси очищення (ультра-фільтри, електродіаліз);
- магнітна обробка, дозволяє поліпшити флотацію зважених речовин;
- радіаційне очищення води, дає змогу в найкоротші терміни піддати забруднюючі речовини окисленню, коагуляції і розкладанню;
- озонування запобігає утворенню в стічних водах речовини, які негативно впливають на природні біохімічні процеси;
- впровадження нових селективних типів сорбентів для вибіркового виділення корисних компонентів зі стічних вод з метою вторинного використання [32, 174].

При розкладанні органіки виділяються метан, CO_2 , H_2S . Енергію цього біогазу використовують для виробництва тепла та енергії. Один із перспективних способів зменшення забруднень поверхневих вод є закачування стічних вод в глибокі водоносні горизонти через систему поглинаючих свердловин (підземне поховання). Серед водоохоронних проблем однією з найважливіших є розробка і впровадження ефективних методів знезараження і очищення поверхневих вод, і використання їх для питного водопостачання.

Недостатньо очищені питні води небезпечні як з екологічної, так і з соціальної точок зору. Починаючи з 1896 року і досі, метод знезараження води хлором є найбільш поширеним способом боротьби з бактеріями-забруднювачами. Однак хлорування води може завдати серйозної шкоди здоров'ю людей. Зниження вмісту канцерогенних речовин у питній воді

можливе шляхом заміни первинного хлорування на озонування та обробку ультрафіолетовими променями [209].

Сучасна технологія очищення питної води від нафтопродуктів з СПАР, пестицидів, органічних і інших сполук ґрунтується на використанні сорбційних процесів із застосуванням активованого вугілля. Велике значення в охороні поверхневих вод від забруднювача і засмічення набуває агролісомеліорація і гідротехнічні заходи (табл. 3.5).

Сезонна динаміка вмісту небезпечних речовин у стічних водах дає змогу стверджувати, що для шахт № 2, № 4, № 9 м. Нововолинська зниження водневого показника, а також перевищення вмісту сульфатів (1004 мг/дм^3), кальцію (520 мг/дм^3), гідрокарбонатів (220 мг/дм^3), нітратів (158 мг/дм^3) у 2 рази в порівнянні із ГДК, викликає підвищення рівня забруднення довкілля.

Таблиця 3.5

Сезонна динаміка породних відвалів вугільних шахт № 9, № 2, № 4 Нововолинського гірничопромислового району

№ з/п	Назва показника	Розмірність	Весна		Зима		Осінь		Літо	
			Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*
1.	Запах при 20 °С	бали	0	до 2	0,5	до 2	0	до 2	0	до 2
2.	Присмак при 20 °С	бали	не визн	до 2	не визн	до 2	не визн	до 2	не визн	до 2
3.	Прозорість	см	5	більше 20	28	більше 20	40	більше 20	30	більше 20
4.	Водневий показник (рН)	од. рН	7,9	6,5-8,5	5,9	6,5-8,5	6,4	6,5-8,5	6,6	6,5-8,5
5.	Завислі речовини	мг/дм ³	169	не норм.	93	не норм.	18,2	не норм.		не норм.
6.	Сухий залишок	мг/дм ³	2463	до 1000	29,2	до 1000	1633	до 1000	770	до 1000
7.	Жорсткість загальна	мг-екв/дм ³	31,2	до 7,0	0,31	до 7,0	22,5	до 7,0	9,3	до 7,0
8.	Жорсткість карбонатна	мг-екв/дм ³	2,5	до 6,5	0,25	до 6,5	3,6	до 6,5	2,9	до 6,5
9.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	мг/дм ³	153	до 300	153	до 300	220	до 300	177	до 300
10.	Хлориди (Сl ⁻)	мг/дм ³	43,2	до 250	4,2	до 250	15,8	до 250	54,8	до 250
11.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	мг/дм ³	1004	до 500	580	до 500	552	до 500	243	до 500
12.	Нітриги (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	12,3	до 3,3	0	до 3,3	21,8	до 3,3	18,6	до 3,3
13.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	123,6	до 45	90	до 45	158,3	до 45	88,2	до 45
14.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³	1,9	не норм.	0	не норм.	185,4	не норм.	0,3	не норм.

Продовження таблиці 3.5

№ з/п	Назва показника	Розмірність	Весна		Зима		Осінь		Літо	
			Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*	Резул.	ГДК*
15.	Кальцій (Ca^{2+})	мг/дм ³	373	не норм.	520	не норм.	201	не норм.	122	не норм.
16.	Магній (Mg^{2+})	мг/дм ³	153	до 80	0,6	до 80	150	до 80	38,9	до 80
17.	Залізо загальне	мг/дм ³	2,5	до 0,3	0,18	до 0,3	0,51	до 0,3	0,1	до 0,3
18.	Амоній сольовий (NH_4^+)	мг/дм ³	1,24	до 2,0	0,15	до 2,0	18,3	до 2,0	2,4	до 2,0
19.	Сума натрій (Na^+) + калій (K^+)	мг/дм ³	199	до 300	5,5	до 300	105,8	до 300	51,1	до 300
20.	Загальна мінералізація	мг/дм ³	2453	не норм.	37,8	не норм.	1721	не норм.	1924	не норм.
21.	Хімічне спожив. кисню (ХСК)	мгО/дм ³	15,1	до 5	5,3	до 5	12,6	до 5	21,3	до 5

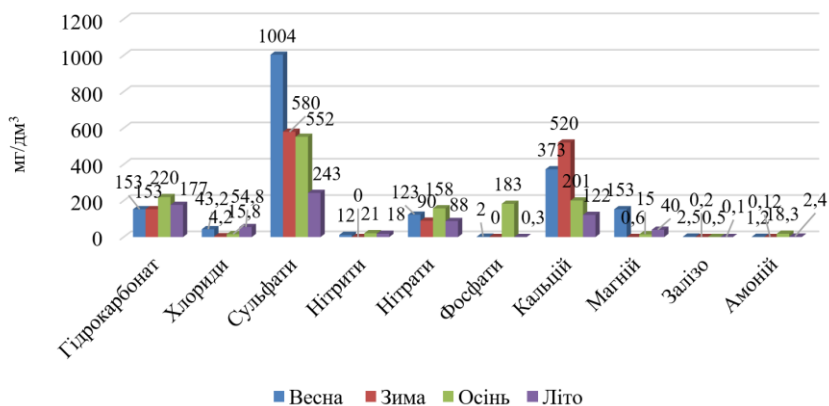


Рисунок 3.14 – Вміст небезпечних компонентів протягом року підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району

Склад відкладень здебільшого представлений шаром пісків або супісків, потужністю 0,5-6,0 м (при максимальній потужності до 16 м). Нерідко спостерігається їх перешарування. В підшві інколи присутній малопотужний шар гравію або гальки. Коефіцієнт фільтрації суглинків, за літературними даними [173], становить понад 0,003-0,17 м/добу, пісків та супісків 2-5 м/добу. За даними відкачок на алювіальний горизонт, коефіцієнти фільтрації змінюються від 0,35 до 8,68 м/добу при середньому значенні близько 3 м/добу.

Породні відвали вугільних шахт, а також забруднюючі речовини в підтериконових стічних водах слугують джерелами забруднення підземних та поверхневих горизонтів (рис. 3.15).

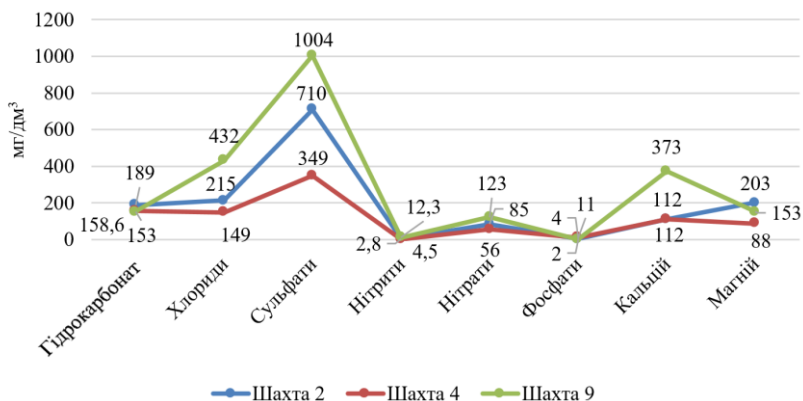


Рисунок 3.15 – Динаміка результативності шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району

Спостерігається перевищення у всіх пробах сульфатів (349 мг/дм³ для шахти № 4, 710 мг/дм³ для шахти № 2, 1004 мг/дм³ для шахти № 9).

Значне перевищення більшості небезпечних речовин та сполук в стічних водах шахти № 9 пояснюється тим, що шахта є діючою, де з плином часу утворюються нові відвали породи. Шахти № 2 та 4 – недіючі та на стадії рекультивації. Динаміка поширення кобальту, міді, нікелю із породних відвалів у докільля дала змогу встановити, що найвищим їх вмістом характеризуються відвали шахти № 4 (не діюча). Найнижче – шахти № 9 (діюча).

На основі аналізу гідрогеологічних даних у цьому районі встановлено динаміку результативності вугільних шахт Нововолинського ГПР. Значне перевищення більшості небезпечних чинників у шахті № 9 пояснюється тим, що шахта є діючою, і тут з часом створюються нові відвали шахтної породи, а шахти № 2 та 4 – недіючі та на стадії рекультивації відповідно.

3.9. Моделювання поширення забруднюючих речовин у довкілля

Динаміка поширення кобальту, міді, нікелю з породних відвалів у довкілля показала, що найвищим є для шахти № 4 (не діюча), які накопичується біля підніжжя терикона, найнижче у шахти № 9 (діюча). Перевищення вмісту кобальту у породних відвалах становить (0,16, 0,11 та 0,006 мг/дм³). Найбільше гідрокарбонатів 220 мг/дм³ накопичується у породних відвалах шахти № 9 біля підніжжя терикона, але не перевищує значення (ГДК 300 мг/дм³). Найвищий вміст хлоридів (192 мг/дм³) спостерігали для відвалів шахти № 4, які відібрані із водойми, розташованої біля підніжжя терикона. Встановлено, що на відстані 15 м від підніжжя терикона шахти № 2 концентрація нітратів в ґрунті є нижчою у порівнянні з іншими ділянками (158,3 мг/дм³) і (198 мг/дм³) відповідно. На відстані 10 м від підніжжя терикона вміст сульфатів становить 716 мг/дм³, на відстані 5 м від підніжжя – 552 мг/дм³ і на відстані 2 м від підніжжя – 1884 мг/дм³ відповідно, що перевищує ГДК (500 мг/дм³) у 3 рази. Динаміка розповсюдження небезпечних речовин та сполук у зоні впливу вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського ГПР.

При моделюванні поширення забруднюючих речовин у довкілля (на прикладі породних відвалів шахт Нововолинського гірничопромислового району) створено аналіз і моделювання поверхонь у заданих точках досліджувальної області. Динаміку розповсюдження гідрокарбонатів (НСО₃⁻), кальцію (Са²⁺), кобальту, магнію (Mg²⁺), міді, нікелю, нітратів (NO₃⁻), нітритів (NO₂⁻), сульфатів (SO₄²⁻), фосфатів (PO₄³⁻) та хлоридів (Cl⁻) зображено на рисунках 3.16-3.26.

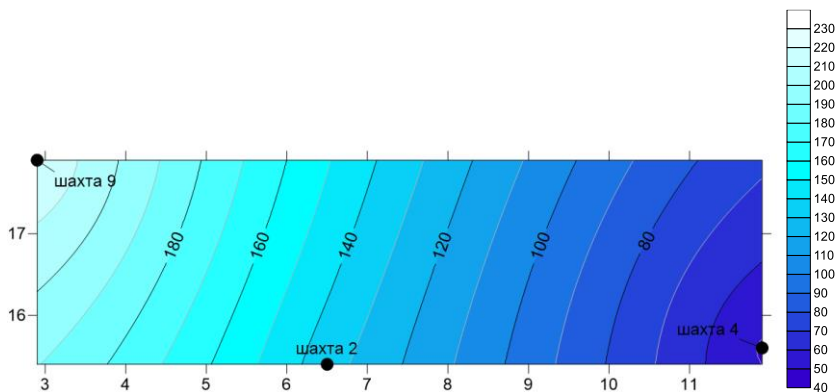


Рисунок 3.16 – Динаміка розповсюдження гідрокарбонатів (HCO_3^-) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району (мг/дм^3)

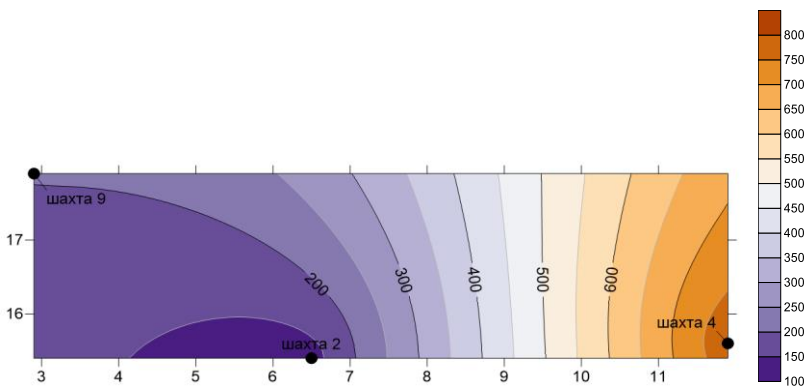


Рисунок 3.17 – Динаміка розповсюдження кальцію (Ca^{2+}) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району (мг/дм^3)

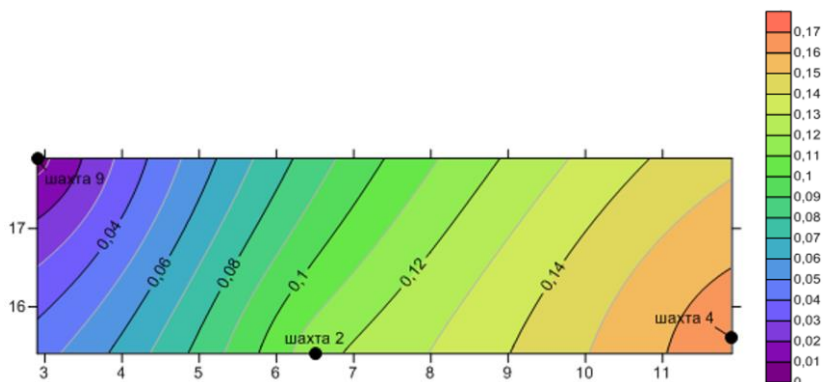


Рисунок 3.18 – Динаміка розповсюдження кобальту (Co) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району (мг/дм³)

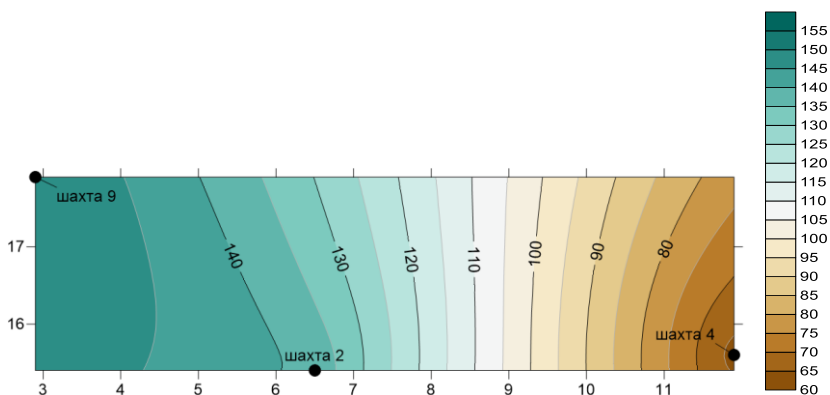


Рисунок 3.19 – Динаміка розповсюдження магнію (Mg²⁺) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничопромислового району (мг/дм³)

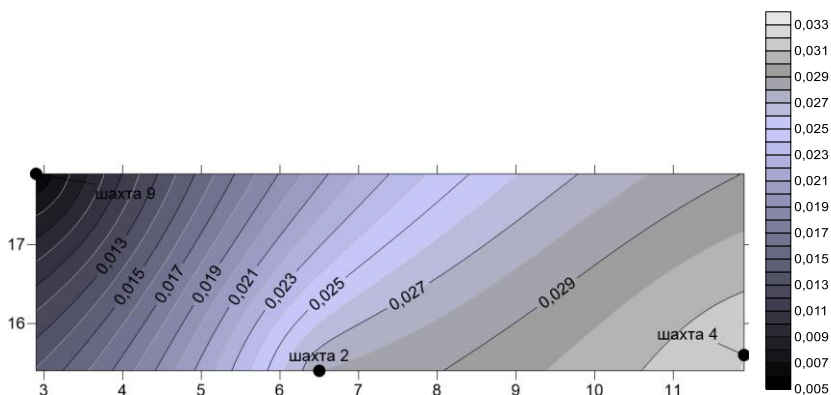


Рисунок 3.20 – Динаміка розповсюдження міді у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничо-промислового району (мг/дм³)

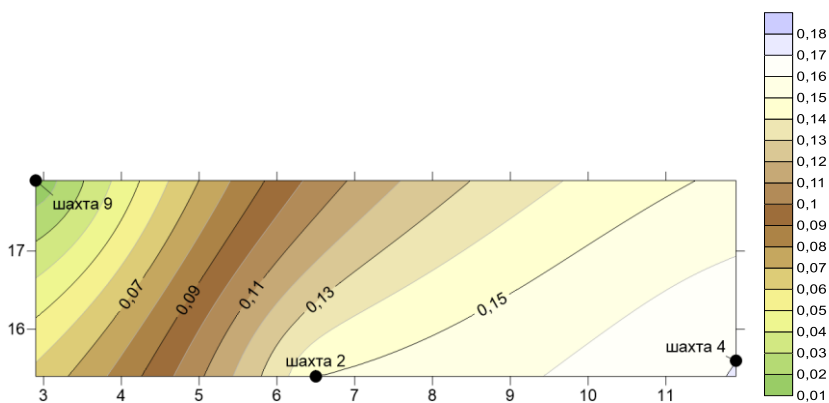


Рисунок 3.21 – Динаміка розповсюдження нікелю у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничо-промислового району (мг/дм³)

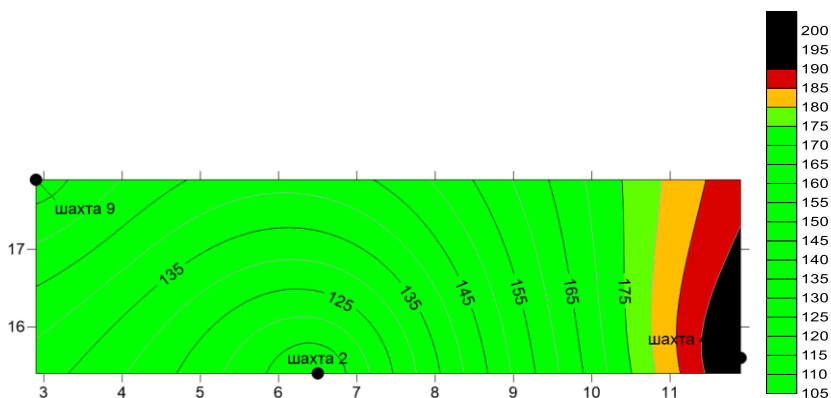


Рисунок 3.22 – Динаміка розповсюдження нітратів (NO_3^-) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Новолинського гірничопромислового району (мг/дм^3)

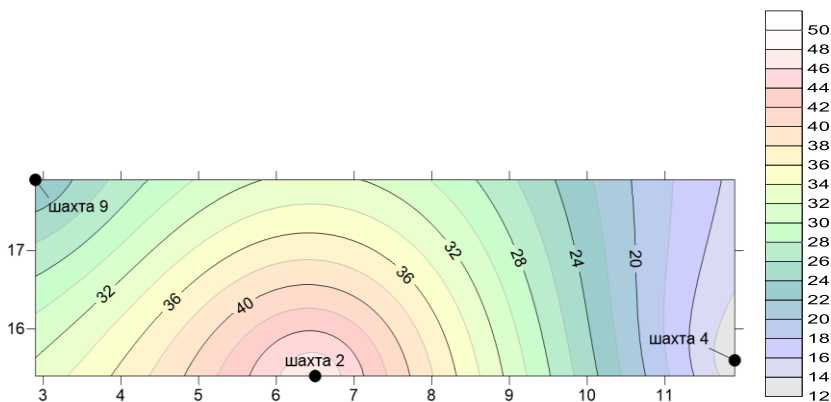


Рисунок 3.23 – Динаміка розповсюдження нітритів (NO_2^-) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Новолинського гірничопромислового району (мг/дм^3)

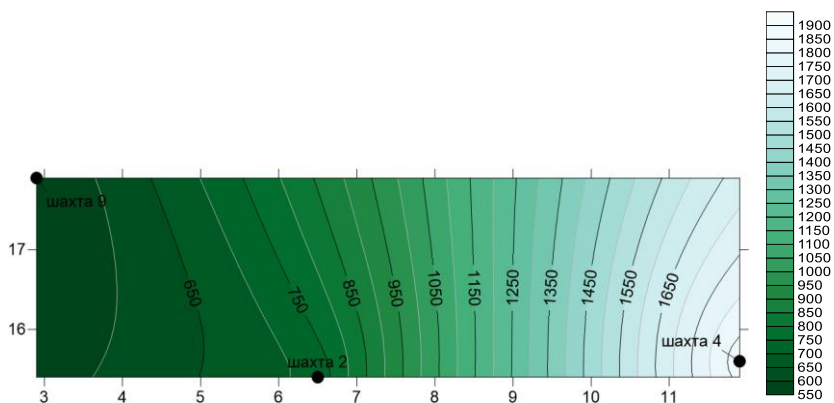


Рисунок 3.24 – Динаміка розповсюдження сульфатів (SO_4^{2-}) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничо-промислового району (mg/dm^3)

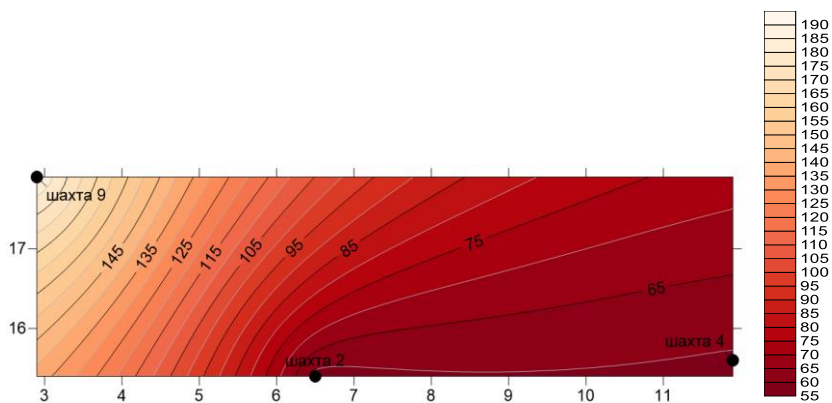


Рисунок 3.25 – Динаміка розповсюдження фосфатів (PO_4^{3-}) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Нововолинського гірничо-промислового району (mg/dm^3)

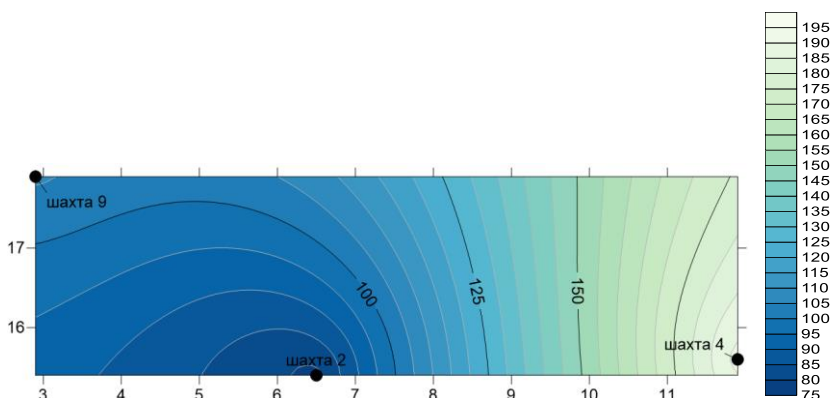


Рисунок 3.26 – Динаміка розповсюдження хлоридів (Cl^-) у породних відвалах вугільних шахт № 2, 4, 9 Новолинського гірничопромислового району (мг/дм^3)

Отже, ми встановили, що найбільш забрудненими ділянками породних відвалів є підніжжя із північно-східного боку. На відстані 15 м від підніжжя териконів концентрації забруднюючих речовин знижуються, але деякі з них перевищують (сульфати 1884 мг/дм^3) гранично допустимі концентрації та спричиняють техногенний пресинг на живі організми.

Висновки до розділу 3

Встановлено, що накопичення небезпечних компонентів у стічних водах породних відвалів вугільних шахт, призводять до зростання рівня екологічної небезпеки довкілля. У пробах води із відвалів зафіксовано значне перевищення вмісту гідрокарбонатів заліза, що спричиняє перевищення рівня ГДК для цього елемента у 50 разів. Біля підніжжя, у радіусі 5 метрів від підніжжя терикона, перевищено гранично допустимі концентрації кількості колонієутворюючих одиниць на 40%. Це вказує на те, що породні відвали вугільних шахт є природним середовищем

для існування багатьох видів грибів, бактерій та поодиноких мікроорганізмів. Температурні дослідження деревних видів, які розвиваються на поверхні породних відвалів вугільних шахт, є важливими з точки зору комплексної оцінки екологічної безпеки регіону. Встановлено, що продукти неповного розпаду потрапляють у стічні води, додатково насичуючи їх небезпечними речовинами та сполуками.

Температура самозаймання: берези – +475°C, дуба – +480 °C, козячої верби – +473°C, сосни – +475°C. Дерево-чагарникова рослинність за таких умов сприяє поширенню вогню та виникненню низових пожеж. Вміст у пробах води заліза (середній показник у всіх пробах 2,6 мг/дм³), нітритів (середній показник у всіх пробах 16,5 мг/дм³) та нітратів (середній показник у всіх пробах 67,7 мг/дм³) свідчить про значну забрудненість через окиснення породи у відвалі та вимивання її стічними водами. Вміст у водах амоніаку та нітритів вказує на постійне джерело забруднення із відвалів породи. Дослідження фізико-хімічних властивостей підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт показав, що в їхньому хімічному складі переважають такі компоненти, як нікель (0,15 мг/дм³), кобальт (0,03 мг/дм³), мідь (0,11 мг/дм³), цинк (0,018 мг/дм³). Накопичення кадмію спостерігається у корі *Salix caprea* L. (5,25 мг/кг) та корінні (2,75 мг/кг). Такий нерівномірний розподіл вмісту кадмію у різних частинах дерев викликаний місцем їх зростання та близькістю коріння до підтериконових стічних вод із високим вмістом важких металів. Аналіз вмісту плумбуму в рослинній сировині свідчить, що це забруднення накопичується в значній мірі у коренях берези (2 мг/кг) та корі верби (0,71 мг/кг). Спостерігається значна акумуляція купруму та цинку в корі сосни (14,50 мг/кг) та верби (11,97 мг/кг).

РОЗДІЛ 4. ШЛЯХИ ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ

4.1. Геохімічні бар'єри та їх роль у відновленні довкілля гірничодобувних регіонів

Терміном «геохімічні бар'єри» А. І. Перельман в 1961 році запропонував називати такі ділянки зони гіпергенезу, в яких на короткій відстані відбувається різка зміна умов міграції, що призводить до концентрації хімічних елементів.

Після розробки А. І. Перельманом теоретико-методичних основ вчення про геохімічних бар'єри отримує бурхливий розвиток в самих різних галузях. На сьогодні не існує цілісної технологічної схеми очищення стічних вод з відвалів вугільних шахт, тому й досить ефективних і економічних методів видалення токсичних речовин зі стічних вод підприємств гірничопромислового комплексу не існує. Відомі методи очищення стічних вод з метою зниження їх негативного впливу на природні водні об'єкти пов'язані з утворенням великої кількості токсичних шламів і мають низьку ефективність [94].

Розглянемо основні класифікації геохімічних бар'єрів за переважним типом міграції поділяв геохімічні бар'єри на три класи: механічні, фізико-хімічні та біогеохімічні. Механічні бар'єри виникають при різкому зменшенні інтенсивності механічної міграції. Залежно від розміру перенесених частинок, їх щільності, швидкості руху вод, вітру, відбувається диференціація речовини. Так формуються четвертинні відкладення: алювій, яр, пролювій. Механічні геохімічні бар'єри відіграють істотну роль у формуванні розсипних родовищ.

У класифікації механічних бар'єрів враховуються п'ять основних форм, в яких хімічні елементи можуть перебувати в міграційному потоці, що надходить на механічних бар'єр.

Такими формами є: мінерали та ізоморфні домішки в них; пари і розчинені газові суміші; колоїди і сорбовані ними речовини; тварини і рослинні організми; техногенні сполуки, в тому числі й ті, що не мають природних аналогів. В залежності від середовища міграції виділяють водні розчини і газові суміші [32, 37].

На сьогодні виділяють п'ять видів гідродинамічних бар'єрів залежно від умов утворення: різке зменшення градієнта потоку (внутрішня улоговина стоку); зміна напрямку латерального руху потоку на протилежний, де швидкість фільтрації дорівнює нулю (роздільна точка); з'єднання декількох напрямків стоку з утворенням особливої поверхні (сідловина); заміна латеральної на вертикальну швидкість фільтрації по площі або лінії (підземні вододільні плато і хребет); зміна швидкостей в точці, де латеральна швидкість дорівнює нулю (поліус).

Більш детально розроблена класифікація для фізико-хімічних бар'єрів. Утворення фізико-хімічних бар'єрів пов'язане з різкою зміною фізико-хімічних умов: температури, тиску, окиснювально-відновних процесів, лужно-кислотних реакцій. За концентрацією елементів, Перельман А. І. виділив кілька класів бар'єрів, і позначив їх літерами латинського алфавіту: кисневий (А), сульфідний або сірководневий (В), глейовий (С), лужний (D), кислий (Е), випарний (F), сорбційний (G), термодинамічний (H), сульфатний (I). На біогеохімічних бар'єрах відбувається різке зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів під впливом організмів. Основні чинники концентрації хімічних елементів на біогеохімічних бар'єрах поділяються на три групи:

- внутрішні, біохімічні, що визначаються біохімічними особливостями конкретного виду організму;
- зовнішні, ландшафтньо-геохімічні, що визначаються умовами середовища проживання (зростання) організмів;

- внутрішні, кристалохімічні, що визначаються властивостями іонів, які входять до складу організмів.

Геохімічні бар'єри рідко зустрічаються в чистому вигляді. При їх формуванні з тією чи іншою інтенсивністю виявляються різні геохімічні процеси, утворюючи комплексні бар'єри. Найбільш поширеними комплексними бар'єрами є ґрунти. Кожен горизонт має моно- або поліфункціональні властивості, сорбційні, седиментаційні, кислотні, лужні та ін. Тому ґрунт можна розглядати як систему геохімічних бар'єрів, що відіграє важливу роль в закріпленні, в тому числі, і забруднюючих речовин по всьому ґрунтовому профілю [37, 104, 106].

Прикладом природного сорбенту з високими бар'єрними властивостями можуть служити гумінові кислоти – головний компонент органічної речовини ґрунтів, суспензій вод, річкових і морських опадів. Вони представляють собою найбільш високомолекулярну і малорозчинну сукупність гумусових кислот. Бар'єрна функція гумінових кислот обумовлена присутністю в їх структурі великої кількості кисневмісних функціональних груп, відповідальних за утворення міцних комплексних сполук з іонами металів. В процесі сорбції іонів металів на гуміновій кислоті реалізуються два головні механізми: іонний обмін і комплексотворення. Кількісною характеристикою бар'єрних функцій гумінових кислот по відношенню до іонів металів служить їх сорбційна ємність при певних значеннях рН [38].

На території Нововолинського гірничопромислового регіону переважають малородючі дерново-підзолисті ґрунти, які потребують внесення добрив, на височинах – суглинні і глинисті, середнього і сильного ступеня опідзоленості, в межах низовин – дерново-підзолисті, болотні, супіщані і піщані (два останні типи переважають на сході області. Чорноземні ґрунти (сильно опідзолені і вилужені) поширені мало і мають місце тільки на півдні досліджуваної території. Сірі лісові ґрунти поширені на південь від досліджуваної

території. Ґрунтовий покрив Нововолинського гірничопромислового регіону зазнав значних змін у зв'язку з докорінною перебудовою рельєфу. Тут в основному були засипані яри, що розкривалися в долину річки і її приток, а також формується особливий ґрунтовий покрив, на жаль погано вивчений, адже значні площі досі збереглися під промисловими зонами, а також під звалищами, пустирями і полями фільтрації. Алювіальні дернові і лугові ґрунти долин збереглися, здебільшого, на периферії міста, оскільки ґрунтовий покрив долин малих річок швидко піддається знищенню і фрагментації, особливо в місцях, оточених забудованими територіями [39, 127].

Накопичений дотепер досвід у галузі геохімічних бар'єрів дозволяє говорити про можливість використання штучних бар'єрів різних класів для захисту підземних і поверхневих вод від забруднення (рис. 4.1).

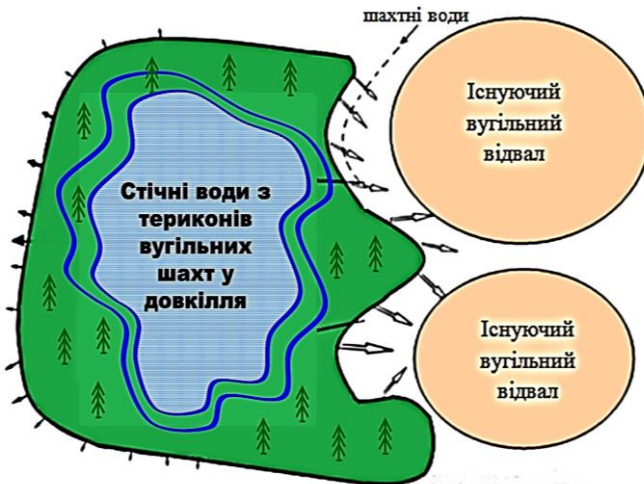


Рисунок 4.1 – Схематичне зображення поширення у довкілля підтериконових стічних вод з териконів вугільних шахт

Штучні механічні бар'єри знайшли застосування в очищенні стічних вод вугільної промисловості від зважених часток. Відомі способи очищення стічних вод від грубих і тонких суспензій шляхом створення ґрунтових фільтрів на підприємствах вугільної промисловості. Науковці [42, 161] запропонували використовувати масиви гірських порід (пісок, гравій) або створювати штучні масиви для очищення стоків гірничопромислових комплексів.

Для захисту підземних і поверхневих вод найбільш часто застосовуються штучні фізико-хімічні бар'єри. Техногенні геохімічні бар'єри лужного класу знайшли застосування для захисту підземних і поверхневих вод від забруднення.

Так, відомий один із способів мікробіологічного очищення підтериконових стічних вод для рекультивації породних відвалів широко застосовується для озеленення териконів. Застосування штучних комплексних бар'єрів особливо актуальне в тих випадках, коли не вдається захистити, за допомогою створення якого-небудь одного виду бар'єрів, підземні і поверхневі води від небезпечних компонентів на довкілля. Необхідними кліматичними характеристиками, з точки зору застосування геохімічних бар'єрів, є дані, згідно з температурним режимом гірничопромислового комплексу, кількості, складу і річного розподілу опадів, періоду з стійким сніговим покривом [39, 51, 149].

Гідрографічна характеристика району включає відомості про рельєф і поверхневі водні об'єкти району. Характеристика рельєфу повинна включати визначення поверхневого стоку на ділянках розміщення джерел забруднення, виділення вододілів і водозбірних площ наявних водотоків. Відомості про поверхневі водні об'єкти включають інформацію про їх використання, необхідні гідрологічні та гідрохімічні параметри, режим поверхневих вод. Геолого-гідрологічна характеристика району має на меті вивчення верхньої частини геологічного розрізу до глибини

можливого техногенного впливу джерела забруднення. Гідрогеологічна інформація повинна містити відомості про використання підземних вод, про водоносні горизонти і комплекси, про області живлення підземних вод, напрямок їх руху і зв'язок із поверхневими водами. Необхідні також гідрогеологічні параметри водовмісних і водотривких порід, дані про рівні і режим підземних вод, гідрохімічна характеристика водоносних горизонтів і комплексів [94].

Очищення стічних вод за допомогою вищої водної рослинності, зазвичай, здійснюється з використанням земноводних рослин, що ростуть у воді, але значна частина вегетативних органів яких виступає над її поверхнею: рогіз, очерет, череда, стрілолист, сусак, очерет. Це пов'язано з легкістю збирання засохлих частин рослин. Характерною особливістю цих рослин є потужна коренева система, яка складає значну частину загальної біомаси. Рослини в водних об'єктах виконують такі основні функції:

- фільтраційну (сприяють осіданню зважених речовин);
- поглинальну (поглинання біогенних і органічних речовин);
- накопичувальну (здатність накопичувати деякі метали і органічні речовини, які важко розкладаються);
- окиснювальну (збагачення води киснем);
- детоксикаційну (здатність накопичувати токсичні речовини і перетворювати їх на нетоксичні).

Крім того, рослини виділяють в середовище різні метаболіти, органічні кислоти, поліфеноли, які мають сприятливий вплив на життєдіяльність гетеротрофних бактерій та інших організмів. Стебла рослин представляють собою величезну поверхню для розвитку різних мікроорганізмів, які виконують активну роль в деструкції органічної речовини і очищенні води.

Розглянемо кілька варіантів організації пунктів спостереження для простих геолого-гідрогеологічних умов, найбільш типових джерел забруднення і застосовуваних конструкцій штучних геохімічних бар'єрів [69].

На рисунку 4.2 представлена схема очищення водяних стоків з вугільних відвалів за допомогою штучного геохімічного бар'єру, виконаного у вигляді фільтраційної дамби. В даному випадку повинні контролюватися обсяг водоскиду, рівень води у верхній частині дамби, а також обсяг профільшованої через тіло бар'єру води. Важливим є постійне спостереження за обсягом та складом вод, що скидаються. Недоліком є, власне, це постійне спостереження, створення фільтраційної дамби, контрольний обсяг води, що з точки зору економії є затратно [145].

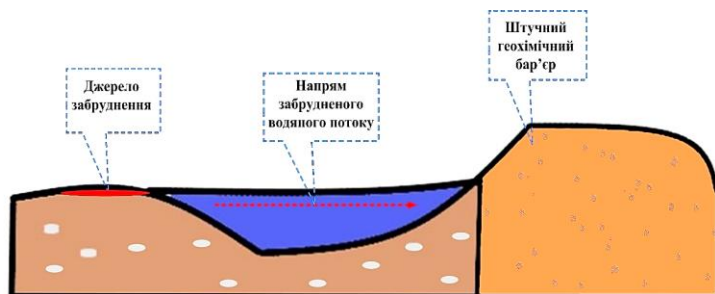


Рисунок 4.2 – Схематичне зображення функціонування штучних геохімічних бар'єрів

На вже забруднених територіях необхідні спостереження для визначення масштабності процесів самоочищення після зняття техногенного навантаження. Якщо характер деструкції забруднення незадовільний, то мають бути прийняті рішення про додаткові заходи із реабілітації території.

Основними етапами застосування штучних геохімічних бар'єрів в природоохоронних цілях є вивчення природно-техногенних систем (що включає вивчення локальних джерел

забруднення, природних умов і техногенного впливу цих джерел на компоненти природного середовища), прийняття рішення щодо локалізації забруднення, вбудовування в природно-техногенну систему штучного кар'єру, контроль і коригування ефективності його функціонування [110, 114].

Оптимальна довжина геохімічного бар'єра, що дозволяє знизити більш ніж на 90% вміст зважених речовин у воді, становить близько 30 м. При такій довжині геохімічного бар'єра розрахункове очищення води від зважених речовин, при початковій концентрації нижче 600 мг/л, буде проводитися до значень нижче ГДК. Ширину геохімічного бар'єра B (м) і висоту H (м) знаходять з умови пропуску всього припливу стічних вод, що надходить з вугільного відвалу. При цьому висота H повинна не менше ніж на 0,5 м перевищувати глибину фільтраційного потоку в місці інфільтрації води в геохімічному бар'єрі h . B та h визначають за формулою 4.1:

$$L = \frac{a}{i} * \left(\frac{1}{2} * 1n \frac{b+1}{b-1} - b \right) \quad (4.1)$$

Як матеріал для створення геохімічного бар'єра рекомендуємо використовувати глину, необхідні запаси якої розвідані в районі териконів. Геохімічний бар'єр спорудили з використанням глини. Дослідження гранулометричного складу глини показало її високу дисперсність. Рентгеноструктурний аналіз виявив такий склад найбільш дисперсної частини досліджуваної глини: гідрослюда – 2,8%, каолінит – 2,5%, мікроклин – 3,1%, змішано шаруваті – 10,2%, кварц – 80%. Є також у незначних кількостях альбіт, хлорит і гетит [32, 121].

У складі глинистої фракції переважають шаруваті мінерали, утворення яких пов'язане, здебільшого з подрібненням і вилуговуванням гідрослюд та руйнуванням

хлориту. Тому склад змішано шаруватих мінералів неоднаковий, адже набухаючи шари в їх структурі можуть чергуватися із слюдоподібними і з хлоритовими, але переважаючими є розбухаючі структури. Продуктом руйнування і окиснення хлориту найімовірніше є гетит, а також невелика кількість безструктурних оксидів феруму. Наявний досвід вивчення поглинальних властивостей глин щодо важких металів дозволяє стверджувати, що склад цієї глини засвідчує її високу сорбційну здатність.

Дослідження науковців [114, 188-190] щодо поглинальних властивостей обраної глини на модельних розчинах показало її цілком задовільну здатність поглинати важкі метали. Однак проведення експериментів з рідкою фазою стічних вод в статичних і динамічних умовах не дало позитивного ефекту. Практично значущого поглинання Pb, Zn, Cd глиною не спостерігалось. Висока мінералізація рідкої фази і велика кількість розчиненої органічної речовини виключають можливість застосування геохімічного бар'єра, що складається лише з глини. В першу чергу, це пов'язано з утворенням орґано-металевих комплексів, що перешкоджають поглинанню металів глиною.

Вирішення проблеми очистки стічних вод пропонується здійснити шляхом створення в основі стоку з вугільних відвалів багатошарового комплексного геохімічного бар'єра (рис. 4.3). Такий геохімічний бар'єр включає три шари.

Нижній шар являє собою глинистий прошарок товщиною не менше 20 см. Цей шар повинен бути вирівняний, утрамбований і мати горизонтальну верхню поверхню. Для створення цього шару може бути використана місцева глина, запаси якої в достатній кількості є поряд. Фільтраційних вікон при укладанні цього шару не повинно бути.

Середній шар геохімічного бар'єра, що виконує основну функцію перехоплення забруднювачів в рідкій фазі стічних вод, створюється з суміші сульфід заліза (FeS) і

торфу в співвідношенні 13 т FeS на 3 т торфу. Достатньою є потужність цього шару при укладанні 10 см. Які компоненти для створення шару геохімічного бар'єра необхідно використовувати FeS або піритні недогарки з найменшою кількістю $Fe_{мет.}$ і переважанням фракції менше 0,1 мм. В ролі другого компоненту шару рекомендується використовувати нормальнозольний верховий торф болотно-озерного генезису. Перед укладанням і трамбуванням компоненти шару повинні бути рівномірно перемішані.

Верхній шар геохімічного бар'єра доцільно створити з глини з додаванням гіпсу (10-15%) товщиною 10 см. Верхній шар повинен бути ущільнений і мати горизонтальну поверхню. Роль верхнього (10 см) і нижнього (20 см) шарів глини в структурі геохімічного бар'єра полягає в зменшенні і розосередженні фільтраційного навантаження на всю територію стоків і в консервації проміжного шару FeS і торфу (10 см) для створення в ньому анаеробних відновних умов [104].



Рисунок 4.3 – Схематичне зображення геохімічного бар'єра від підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт

Менша потужність верхнього шару глини геохімічного бар'єра забезпечує фільтраційну затримку розчинів у шарі торфу і FeS. Зниження рН до нейтральних значень сприятиме гідролізу і осадженню важких металів. Таким чином,

проведені дослідження показали високу ефективність рекомендованого геохімічного бар'єра щодо виявлених забруднювачів на весь період запланованої експлуатації для досліджуваних стоків.

Одним із недоліком є те, що більшість із видів геохімічних бар'єрів підвищують вміст хімічних елементів, тому ми не рекомендуємо створення геохімічних бар'єрів у гірничопромислових комплексах для захисту довкілля від підтериконових стічних вод [25].

4.2. Проектування та розрахунок біоплато на техногенних водоймах гірничодобувних регіонів

Вимоги до якості очищення стічних вод з відвалів вугільних шахт при випуску їх у водойми, а також при подальшому використанні обумовлюють широке застосування різноманітних технологій і методів очищення. Можна виділити такі види забруднень від підтериконових стічних вод з відвалів вугільних шахт, а саме:

- мінеральні забруднення в водах, що знаходяться в розчиненому і завислому стані;
- органічні забруднення (частинки чистого вугілля, мінеральні масла, застосовувані для змащування механізмів і машин, продукти життєдіяльності живих організмів, розкладання деревини тощо);
- бактеріальні забруднення води з відвалів вугільних шахт, що обумовлені наявністю в них великої кількості мікроорганізмів, що є наслідком потрапляння у воду продуктів гниття деревини і живих організмів. Це створює сприятливе середовище для росту і розвитку бактерій, серед яких можуть бути і патогенні – шкідливі для людського організму, здатні викликати різні шлунково-кишкові захворювання [6, 24, 71].

Новолинський гірничопромисловий район належить до числа вугільних підприємств, стічні води яких збільшують екологічні проблеми для біоти. Значна шкода

водним ресурсам наноситься в результаті забруднення поверхневих вод технологічними відвалами та скидами недостатньо очищених стічних вод, а також стоками талих та зливових вод із відвалів вугільних шахт. Подальше потрапляння стічних вод гірничопромислового регіону у біоту призводить до заболочування ґрунтів, забруднення водних ресурсів, зокрема поверхневі води р. Західних Буг, що створює екологічну небезпеку довкіллю. На рисунку 4.4 зображено динаміку поширення забруднюючих речовин до стічних вод та накопичення їх біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт.

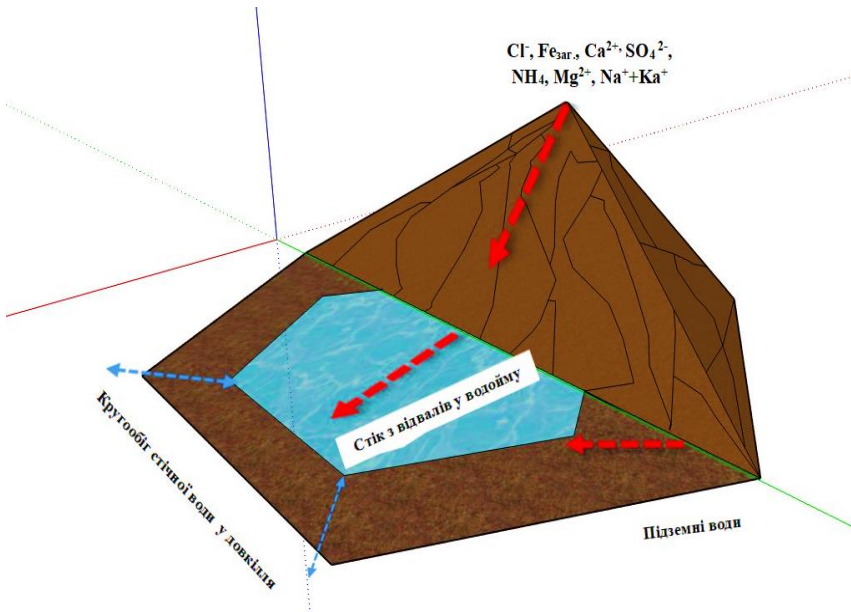


Рисунок 4.4 – 3-D зображення міграції небезпечних компонентів підтериконових стічних вод з породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району у довкілля

Способи очищення стічних вод поділяються на фізичні, біологічні, фізико-хімічні, біохімічні, хімічні та механічні. Очищення промислових стоків з відвалів вугільних шахт від важких металів, зважених речовин та інших забруднень фізико-хімічним і механічним способом не забезпечує очищення стічних вод до норм граничнодопустимої концентрації. Отже, необхідне вдосконалення механічного способу очищення стічних вод.

Хімічні методи застосовуються для нейтралізації кислих і лужних стоків, очищення від розчинених у воді солей важких металів (кадмію, хрому, свинцю), фенолу, ціанідів, крезолу. При цьому використовують різні реагенти для зміни хімічного складу забруднювачів або їх форми наявності в стоках (коагулювання, флокулювання, нейтралізація, знезаражування). На наш погляд, найбільш ефективним методом очищення шахтних вод є все-таки біологічний метод, який використовується для очищення від розчинених у воді з вугільних відвалів забруднюючих речовин. Застосування біологічного методу дозволяє домогтися високого рівня очищення забруднених стічних вод. Даний метод є повністю екологічним і безпечним. Одним із варіантів біологічного методу очистки є використання біоплато [24, 126].

Для запобігання екологічній небезпеці для довкілля від підтериконових стічних вод відвалів вугільних шахт запропоновано штучно створити системи очищення – біоплато. В процесі проходження стічних вод через шари завантаження відбуваються процеси фільтрування, осадження, адсорбції, поглинання забруднювачів водними рослинами.

Незалежно від типу біоплато і застосовуваних в них видів рослин, очищення води в цих спорудах відбувається за єдиними біохімічними механізмами, який коротко представлено в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1

Механізми очищення води рослинами

Показник	Очищаючий об'єкт	Механізм очистки
БПК ₅	Стебла та листя	Бактерія окиснення
	Коріння	Бактерія окиснення
	Завантаження русла (галька, пісок)	Бактерія окиснення
	Завантаження русла (галька, пісок)	Седиментація
Азот	Листя	Газифікація
	Водорості в товщі води	NO ₂ та NH ₄ в розчині
	Коріння	NH ₄ = NO ₃ ⁻
	Намул	NO ₃ ⁻ = N ₂ , N ₂ O або NH ₄
	Завантаження русла (галька, пісок)	Седиментація
Фосфор	Стебла та листя	Бактерія окиснення
	Коріння	Бактерія окиснення
	Коріння	Захоплення
	Завантаження русла (галька, пісок)	Седиментація, Адсорбція

Для того, щоб процес вегетації рослин та очищення проходили ефективно, необхідно створити рослинам сприятливі умови для їх життєдіяльності, тобто створити умови для адаптації рослин, підтримання їх життєдіяльності протягом усього року, включаючи і холодний період, а також оптимізацію умов для ефективного очищення стічних вод.

Якщо класифікувати біоплато з точки зору інженерного проектування, і при цьому враховувати гідравлічні розподіли потоків води, то отримаємо такі їх категорії: поверхневі, горизонтальні і вертикальні інфільтраційні, а також біоплато змішаного типу. Кожен вид має свої характеристики і може очищати різні категорії стічних вод із відвалів вугільних шахт. Поверхневі біоплато – схожі на природний «заболочений ландшафт» коли стічні води надходять на поверхню споруди, з тією відмінністю, що це штучна споруда, яка має системи управління, в результаті чого досягається висока ефективність очищення. До переваг

споруди слід віднести: низькі економічні витрати при будівництві, зручність в управлінні і низькі енергетичні витрати при експлуатації. У поверхневих біоплато є такі переваги: невеликі фінансові витрати на зведення очищувача, легкість в управлінні і низьке енергоспоживання.

Горизонтальні інфільтраційні біоплато базуються на тому, що стічні води в таких спорудах рухаються через шари завантаження з одного кінця до іншого майже горизонтально. Споруда складається від однієї або декількох секцій, до складу яких входять водонепроникне покриття, шари завантаження (пісок, глина) і рослини. Порівняно з поверхневими біоплато, в цих спорудах досягаються великі гідравлічні навантаження і висока ефективність очищення стічних вод щодо ГДК зважених речовин, важких металів, а на території очисних споруд практично відсутній неприємний запах і немає комах. Горизонтальні інфільтраційні біоплато застосовуються в США, Японії, Австралії та в країнах Західної Європи. Недолік цього типу споруд полягає лише в тому, що здатність до видалення азоту трохи нижча, ніж у біоплато вертикального типу. Перевагами горизонтальних інфільтраційних біоплато є висока ефективність очищення стічних вод щодо ГДК важких металів, а також, відсутність неприємного запаху на території біоплато. У вертикальних інфільтраційних біоплато стічні води подають з поверхні біоплато на дно вертикально, а кисень в систему надходить завдяки дифузії повітря з атмосфери і через кореневі органи рослин. Процеси нітрифікації в спорудах цього типу біоплато відбуваються інтенсивніше, ніж в горизонтальних, саме тому можливе очищення стічних вод, що містять азот у високих концентраціях. Недоліками такого типу біоплато є складні системи управління процесом очищення, а також створення сприятливих умов для розвитку комах. Для досягнення максимальної ефективності на практиці часто комбінують різні типи біоплато. При цьому в одній споруді комбінуються різні потоки стічних вод [125-127].

Робота біоплато ґрунтується на принципі очищення води за допомогою вищих водних рослин, воно зазвичай розташоване в місці припливу води в основний ставок, будується у вигляді невеликої довгастої водойми глибиною від декількох сантиметрів до метра. Як засипний матеріал найчастіше використовується гравій та пісок, в який пересаджують вищу водну рослинність. Вода з природними відкладами, що надходить з основної водойми, приносить з собою велику кількість органіки, яка є поживним середовищем для вищих водних рослин. Протікаючи через кореневу систему рослин, вода збагачується киснем, очищається механічно і потрапляє у водойму через перелив. При очищенні підтериконових стічних вод використовують такі види рослин: очерет звичайний, рогіз вузьколистий, водний гіацинт, сусак, стрілолист звичайний, гречиха земноводна, водопериця, хара, ірис та інші. Функції, які виконують вищі водяні рослини при очищенні підтериконових стічних вод поглинають біогенні елементи, здатні накопичувати важкі метали і органічні речовини, які важко розкладаються; виділяють кисень, осаджують завислі речовини, трансформують токсичні речовини в нетоксичні [138].

У цьому дослідженні оцінено можливості організації роботи біоплато для стічних вод із породних відвалів Нововолинського гірничопромислового району. У підтериконових стічних водах відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району, які надходять у біоплато, визначено такі концентрації катіонів і аніонів, що обумовлюють їх солевміст: $\text{SO}_4^{2-} = 2650 \text{ мг/дм}^3$; $\text{Cl}^- = 170 \text{ мг/дм}^3$; $\text{Na}^+ + \text{K}^+ = 850 \text{ мг/дм}^3$; $\text{Ca}^{2+} = 400 \text{ мг/дм}^3$; $\text{Mg}^{2+} = 220 \text{ мг/дм}^3$; $\text{HCO}_3^- = 15,1 \text{ мг-екв/дм}^3$. Найбільша інтенсивність поглинання макрофітами мінеральних речовин відбувається в період розвитку і посиленого зростання. Накопичення мінеральних речовин відповідно до літературних даних [9, 71, 126] в % на суху речовину становить:

- очерет звичайний: азот – 2,17; фосфор – 0,35; калій – 1,70; кальцій–0,38; марганець–0,10; натрій–0,14; хлоридіон– 1,36;

- рогіз вузьколистий: азот – 2,52; фосфор – 0,41; калій – 1,19; кальцій – 1,07; марганець – 0,15; натрій – 0,51; хлоридіон – 1,2;

- очерет озерний: азот – 2,34; фосфор – 0,39; калій – 2,37; кальцій – 0,89; марганець – 0,12; натрій – 0,4; хлоридіон – 1,56.

Кількість мінеральних речовин, що знаходяться в стічних водах і поглинені рослинами за вегетаційний період для очерету звичайного складе: калій – 702 кг.; натрій – 120 кг; кальцій – 267 кг.; хлор-іон – 468 кг.

Експлуатація біоплато включає, в першу чергу догляд за рослинами, особливо в перший час після їх посадки: прополювання, видалення відмерлих рослин, за необхідності поливання, внесення добрива тощо. Крім того, рослини, що застосовуються в біоінженерній споруді біоплато, повинні бути пристосовані до кліматичних особливостей території, чергування сухих і вологих періодів, а також бути стійкими до токсичних речовин, що є в стоці: нафтопродукти, важкі метали, розчинні солі. Крім того, потрібні заходи щодо періодичного вилучення затриманого осаду. Для біоплато з вертикальним рухом води в ряді випадків необхідно передбачати періодичне розпушування або заміну фільтруючого завантаження [121, 127].

Площа водозбірної території і наявність вільного місця під будівництво очисних споруд також впливають на вибір схеми каналізування і застосовуваних споруд очищення. Особливо гостро проблема вільних площ стоїть на територіях з високим ступенем урбанізації. Також великий вплив на вибір споруди має рельєф. Занадто великі ухили призводять до підвищених швидкостей руху поверхнево стоку, що може стати причиною ерозії поверхні. Занадто малі ухили, навпаки, можуть призводити до застою води в спорудах або викликати необхідність попереднього планування території.

За відсутності переміщення необхідна фотосинтетична аерація може бути забезпечена в ставках невеликої глибини (0,3-1 м). При великій глибині може бути місце значної стратифікації температури і розчиненого кисню.

В Україні вчений І. Д. Родзиллер запропонував науково обґрунтований розрахунок біологічних ставок для доочистки стічних вод. Згідно з цими розрахунками, тривалість перебування стічних вод в біологічному ставку з природньою аерацією визначається за формулою 4.2:

$$t = \frac{1}{K1} \lg \frac{L_a - L_r}{L_b - L_r} \quad (4.2)$$

де L_a – БСК_{повн} води, яка надходить на доочистку в ставок, в мгО²/л;

L_b – БСК_{повн} води, що виходить із ставка, в мгО²/л;

L_r – БСК_{повн} води, обумовлена процесами всередині водойми, в мгО²/л;

K – константа швидкості поглинання кисню, доба⁻¹.

Варто мати на увазі, що БСК_{повн} води навіть практично чистих водойм, які не мають контакту зі стічними водами, рідко буває менше 2-3 мгО²/л, а в період цвітіння піднімається до 5-6 мгО²/л. Це обумовлено біохімічними процесами всередині водойми, пов'язаними з виділенням у воду продуктів життєдіяльності водних організмів і розкладом відмерлих форм. Звідси виходить, що неможливо отримати величину БПК_{повн} води, яка виходить зі ставка і близька до нуля. Тому І. Д. Родзиллер рекомендує приймати для теплої частини року значення $L_b=6$ мгО²/л і $L_r=3$ мгО²/л, а для холодної частини року значення $L_b=4-5$ мгО²/л і $L_r=1-2$ мгО²/л.

Константа швидкості споживання кисню K характеризує стан стічних вод і визначається експериментально.

Враховуючи, що на швидкість біохімічного окиснення органічних сполук більше впливає температура, для забезпечення цілорічної ефективної роботи біологічного ставка необхідно виконувати розрахунки, виходячи з літніх та зимових умов. Для визначення значення K_1 , при заданій розрахунковій температурі $T^{\circ}\text{C}$, що відрізняється від температури лабораторного визначення (зазвичай 20°C), використовуємо формулу 4.3:

$$K_{1(T^{\circ})} = K_{1(20^{\circ})} = 1,047^{T-20^{\circ}}$$

(4.3)

Для доочистки побутових стічних вод і тих що наближаються до їх складу, міських стічних вод приймають $K_1=0,1$ доба⁻¹ при $T=20^{\circ}\text{C}$. Досліджуючи функціонування біологічних ставків нафтопереробних заводів, науковці [125 - 128] прийшли до висновку щодо доцільності встановлення трисекційних ставків, які відповідають стадіям очистки стічних вод. Вони вважають, що перша секція в значній мірі виконує функції відстійника, друга представлена основним окисником, оскільки на цій стадії відзначається найбільша швидкість споживання кисню, а третя секція представляє собою стабілізатор, в якому закінчується процес мінералізації, БПК_{повн} води досягає своїх граничних значень і у ній підвищується вміст розчинного кисню.

З експлуатаційних міркувань доцільним є створення лише двох секцій, з яких перша секція зі спільною тривалістю перебування рідини близько однієї доби служить для виділення осідаючих залишкових завислих речовин. Цю секцію, в свою чергу, слід влаштовувати не менше ніж на два відділення, з ціллю періодичного виконання роботи одного відділення для видалення осаду що накопичився. Другу секцію (біологічний ставок) необхідно споруджувати глибиною не більше 1 м за для запобігання виникненню в природних шарах анаеробних процесів. Для забезпечення

нормальної роботи біологічного ставка важливе значення має насичення його киснем. Враховуючи, що насичення води киснем із повітря в ставку відбувається через його поверхню, то розрахункова (активна) площа зникала води повинна відповідати її потребі в кисні. За дослідженнями вчених [126], активна поверхня біологічного ставка може бути визначена за формулою 4.4:

$$Fa = \frac{aQ(La - Lt)}{(a - b)r_1},$$

(4.4)

де a – розчинність кисню в воді при даних умовах в мг/л;
 Q – витрата стічних вод, в м³/добу;
 L_a – БСК_{повн} стічні води, які надходять, в мгО²/л;
 L_t – БСК_{повн} очищення стічних вод ($L_t=L_b$), в мгО²/л;
 r_1 – атмосферна реакція в г/м²•добу.

Слід враховувати, що фактична площа F біологічного ставка повинна бути більша за активну площу F_a через нерівномірний рух потоку і утворення мертвих зон. Спільну чи фактичну площу біологічного ставка розраховують за формулою 4.5:

$$F = F_a / a,$$

(4.5)

де a – коефіцієнт, що характеризує частину активної поверхні ставка від загальної і може прийматись для ставків з сильно зрізаними берегами рівним 0,5-0,6, а для ставків з похилими берегами – 0,8-0,9.

За даними досліджень [71, 126, 212] з досвіду експлуатації біологічних ставків в штаті Північна Кароліна рекомендується ставити ставки для біологічного очищення стічних вод з природною аеризацією і розраховувати на тривалість перебування стічних вод в ставках, виходячи з

наведених вище розрахунків. По суті цей метод обмежує область їх застосування районами з теплим кліматом, в котрих температура води в ставку не була б нижче +10—+12 °С.

Таблиця 4.2

Основні показники водойм для проектування біоплато

Характеристика водойми	г1, г/м ³ добу
Непроточні	1,25
Слабопроточні (загати)	2,5
Ріки зі швидкістю течії:	
Менше 0,5	5
Більше 0,5	10

Для визначення конструктивних параметрів біоплато мають бути використані загальні принципи його влаштування та експлуатації з урахуванням збереження прийнятних швидкостей потоку води, дотримання необхідного часу перебування підземних вод, домінуючих методів очищення води від полюса залежно від пори року, виду рослин і їх кількості на м² площі біоплато, а також глибини води в ньому. Довжину біоплато L, визначають за формулою 4.6, що використовується для розрахунку біоплато за відстійним типом [25]:

$$L = H \cdot V / u_0, \quad (4.6)$$

де L – довжина споруди, м;

H – робоча глибина споруди, приймаємо у відповідності з рекомендаціями щодо біоплато – 0,5-0,6 м;

V – швидкість руху води, мм/с, приймаємо 5 мм/с;

u₀ – гідравлічна крупність частинок, мм/с.

Гідравлічну крупність частинок розраховують за формулою 4.7:

$$u_0 = \frac{2r^2(d-p)g}{9\mu}, \quad (4.7)$$

де ρ – густина води;

r – радіус частинок;

$d = 1000 \text{ кг/м}^3$ – щільність води;

μ – динамічний коефіцієнт в'язкості води, приймається за довідковими даними залежно від температури оброблюваної води, Па·с.

Приймаємо температуру $+10 \text{ }^\circ\text{C}$, тоді $\mu = 1,31 \cdot 10^{-3} \text{ кг/с м}$; $r = 14,7 \cdot 10^{-12}$ – радіус агломератів приймаємо за результатами попередніх досліджень [126]:

$$u_0 = \frac{2 \cdot 14,7^2 \cdot 10^{-12} (1015 - 1000) \cdot 9,8}{9 \cdot 1,31 \cdot 10^{-3}} = 0,000005388 \text{ м/с.}$$

Тоді довжина біоплато:

$$L = \frac{0,55 \cdot 0,005}{0,000005388} = 510 \text{ м.}$$

Ширина каналу (м та м^2) в цьому випадку може бути визначена за допомогою формул 4.8 та 4.9:

$$B = \frac{F}{H}, \text{ м} \quad (4.8)$$

$$F = \frac{Q}{V}, \text{ м}^2, \quad (4.9)$$

де $H = 0,5\text{--}0,6 \text{ м}$ – глибина каналу, в якій відбувається седиментація;

$V = 0,55$ м/с – швидкість потоку води в каналі (швидкість потоку рекомендується приймати в межах 15-36 м/год, для розрахунків приймаємо 15 м/год, що становить 0,005 м/с).

$$F = \frac{160}{15} = 10,7 \text{ м}^2; B = \frac{0,15}{0,005} = 30 \text{ м}$$

Ширину каналу F та B приймаємо для розрахунків 11 м² та 30 м відповідно. Для проектування біоплато біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт нами було визначено: довжину біоплато (510 м), яке використовується за відстійним типом, ширина каналу біоплато 30 м. Об'єм біоплато складає: $W = 30 \cdot 510 \cdot 0,55 = 8415$ м³. Тривалість перебування очищуваних вод в біоплато становить 1,5 доби. Конструювання біоплато слід здійснювати із урахуванням природних ландшафтів та доступної ділянки землі розміром 60х400 м. Ширину коридору-каналу приймаємо відповідно до розрахунків – 30 м, довжину каналу в одному коридорі – 60 м. Кількість коридорів дорівнює:

$$N = \frac{N_{\text{зар.}}}{L_1} = \frac{510}{60} = 8,5 \text{ шт.}$$

Для подальших розрахунків приймаємо 9 коридорів. Канали-коридори формуються шляхом спорудження валів перегородчастого типу з водонепроникних глин. 3 конструктивних міркувань ширину основи вала приймаємо 10 м, а довжина фільтра геохімічного бар'єра – 30 м (рис. 4.5).

Визначимо швидкість течії води в місці повороту коридору, оскільки ширина разом повороту становить 10 м, а висота води – 0,5 м, площа поперечного перерізу – 5 м².

$$V = \frac{Q}{F}, \text{ м/год.} \quad (4.10)$$

Швидкість течії в місцях коридорах біоплато буде становити 32 м/год, що допускається нормами технологічного проектування зрошувальних систем.

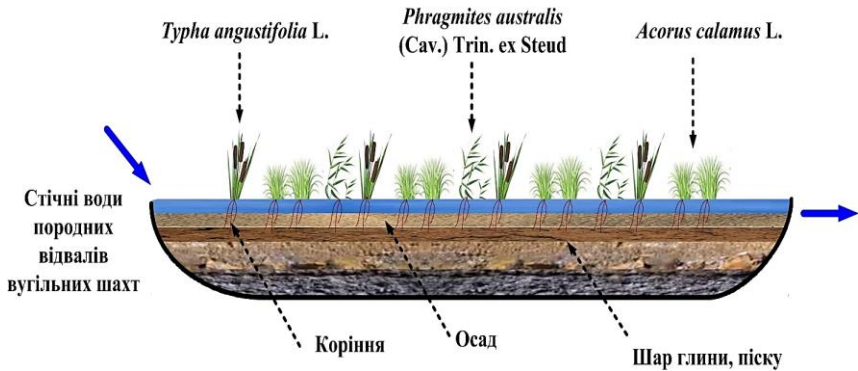


Рисунок 4.5 – Схематичне зображення облаштування біоплато біля териконів вугільних шахт

Під час проектування біоплато запропоновано висаджувати очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* L та айр звичайний *Acorus calamus* L., які видаляють із підтериконових стічних вод забруднюючі речовини – калій, кальцій, магній, марганець, сірку, важкі метали, феноли, сульфати. Дно біоплато засипається глиною або піском. По дну в ґрунті проводиться висадка вищих водних рослин (ВВР). Для запобігання замулюванню і процесом гниття відмираючих рослин у вузьких місцях, що утворюються в результаті формування валів, рослини рекомендується не висаджувати. В останньому коридорі рекомендується для утворення відстійної зони перед постфільтрацією не висаджувати вищі водні рослини [24].

Садіння вищих водних рослин необхідно проводитися в 9 коридорах, площею 8900 м². Щільність садіння слід приймати 7 рослин на 1 м², тоді кількість рослин складе 62300 шт.

4.3. Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності прибережно-водної рослинності техногенних водойм породних відвалів вугільних шахт

Для оцінки рослинного покриву ми використали загальноприйнятту шкалу О. Друде, яка дозволяє оцінити за допомогою методу маршрутного спостереження чисельність і проективне покриття особин рослин на берегах досліджуваної водойми. Для цього було закладено пробні площі (1x1 м) на усіх чотирьох берегах водойми. Вивчення та аналіз видового різноманіття здійснювався за вказаною диференційованою шкалою: (у дужках відсоток проективного покриття): 1 – одинично розміщені рослини (Sol.), 2 – рослини у невеликих кількостях (Sp.), 3 – рослин доволі багато (мозаїчні вкраплення (C_{op-1}), 4 – рослин багато (C_{op-2}), 5 – рослин дуже багато (C_{op-3}), 6 – рясно розміщені (S_{oc}). Дослідження видового різноманіття прибережно-водної рослинності досліджуваної водойми за цією шкалою подано у табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Частка проективного вкриття прибережно-водної
рослинності

Виявлені види	Категорія	Частка проективного вкриття, %
<i>Salix alba</i> L.	Sol.	2
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench.	Sol.	1
<i>Cárex aquátilis</i> Wahlenb.	Sp.	1
<i>Phragmites communis</i> (Cav.)	Sp.	1
<i>Typha angustifolia</i> L.	C _{op-1}	2
<i>Typha latifolia</i> L.	C _{op-1}	2
<i>Nymphaea alba</i> L.	Sol.	2
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	C _{op-2}	3
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	C _{op-2}	3
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	C _{op-3}	4
<i>Cárex aquátilis</i> Wahlenb.	S _{oc}	4
<i>Typha latifolia</i> L.	S _{oc}	4
<i>Potamogeton lucens</i> L.	C _{op-3}	3

Продовження таблиці 4.3

Виявлені види	Категорія	Частка проективного вкриття, %
<i>Potamogeton crispus</i> L.	C _{op-3}	3
<i>Batrachium circinatum</i> Sibth.	C _{op-1}	2
<i>Batrachium fluitans</i> Lam.	S _{oc}	4
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Un.	1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	S _{oc}	4
<i>Isoetes lacustris</i> L.	C _{op-2}	3
<i>Potamogeton natans</i> L.	S _{oc}	4
<i>Polygonum amphibium</i> L.	S _{oc}	4
<i>Nuphar luteum</i> (L.) Smith.	Un.	1
<i>Hydrocharis morus ranae</i> L.	S _{oc}	4
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	C _{op-2}	3
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	S _{oc}	4
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem et Schult.	Sol.	1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	S _{oc}	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	S _{oc}	3
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	S _{oc}	4
<i>Glyceria fluitans</i> R. Br.	Gr.	3
<i>Phragmites communis</i> Trin.	C _{op-3}	3
<i>Caltha pallustris</i> L.	S _{oc}	5
<i>Bidens tripartita</i> L.	C _{op-3}	3
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	C _{op-1}	2
<i>Mentha aquatica</i> L.	Gr.	5

Природно-кліматичні особливості, структура едафотопів, як природних, так і змінених в результаті техногенного впливу на Малому Поліссі, спричинили суттєву деградацію довколишніх ландшафтів, зміну видової структури первинного рослинного покриву, особливостей його проективного розміщення. Цей процес спостерігається на вершинах териконів, біля підніжжя, на певній віддалі від терикона і навколо технологічних водойм, які часто трапляються на місцях розробок.

Генезис цих водойм зазнає поступових змін рослинних сукцесій, адже подальші зміни цих водойм відбуваються під впливом природних чинників, які в цілому тією чи іншою мірою були пов'язані з процесами формування берегів та їх природного самозаростання, інтенсивність якого залежить від гідрохімічних та морфологічних характеристик водойм.

Фітомеліоративна ефективність видового складу рослинності на девастрованих ландшафтах Малого Полісся, на яких не проводились рекультиваційні роботи, є доволі низькою. Цьому аспекту досліджень у межах Львівсько-Волинського вугільного басейну присвячено роботи ряду вчених, (Кучерявий В. П., Башуцька У. Б., Генік Я. В., Попович В. В.).

Фітомеліоративна ефективність розраховувалася для техногенного озера, розташованого поблизу шахти №9. Для її оцінки було закладено ряд пробних ділянок (розмір 10х10 м), які розміщувались зі всіх сторін озера. Це дозволило охопити максимальне видове різноманіття прибережно-водної рослинності усіх груп: рослин, які піднімаються над водним рівнем (повітряно-водні); рослин із плаваючим листяним покривом на поверхні води; рослин, повністю занурені у воду (прикріплені або ж не прикріплені до берега, зростаючі на дні водойми), рослинності берегової лінії [173].

Для оцінки місцезростань здійснено підрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності місце-зростань, який дозволяє вивчити рівні впливу різних доступних в умовах дослідження фіто меліоративних категорій рослинності.

Для цього ми скористались методикою професора В. П. Кучерявого [118], яка здійснюється за такою формулою:

$$K_{FM} = \frac{S_p \cdot b + S_a \cdot b + S_{pm} \cdot b + S_f \cdot b + S_v \cdot b + S_{sv3} \cdot b + S_{sv1} \cdot b + S_{st} \cdot b + S_r \cdot b}{S}, \quad (4.10)$$

де S_x – площа зайнята:

p – пратоценозом; pm – помологоценозом;

a – агроценозом; f – фрутоценозом; v – вітоценозом;

sv3 – сільваценозом триярусним;
 sv1 – сільваценозом однарусним;
 st – стрипоценозом; r – рудероценозом;
 b – кількість балів, які здобув ценоз; S – загальна площа.

Зважаючи, що об'єкт дослідження не має певних категорій насаджень, оцінка здійснюється за такими категоріями: пратоценоз, рудероценоз, фрутоценоз і сільваценоз.

Усі категорії співвідносились із наявними групами і здійснювалась оцінка наявності кожної категорії зокрема, тому виводилась усереднена множина факторів, яка реально впливала на локальні екологічні умови зростання. Бальна оцінка кількісно-якісних характеристик виставлялась внаслідок аналізу видового різноманіття, площ проективного вкриття. Виміряні параметри водного дзеркала були такими: довжина – 55 м, ширина – 32 м. Це дозволило визначити його площу, яка становила 1760 м². Крім того, була врахована також берегова лінія. Це дало сумарну площу – 2730 м² (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

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

Тип фітоценозу	Зелена маса, (b)
Пратоценоз	50
Рудероценоз	15
Фрутоценоз	20
Сільваценоз	15

Коефіцієнти фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок різних берегів досліджуваного озера, розраховані відповідно до формули (5.10), наведено на рис. 4.6.

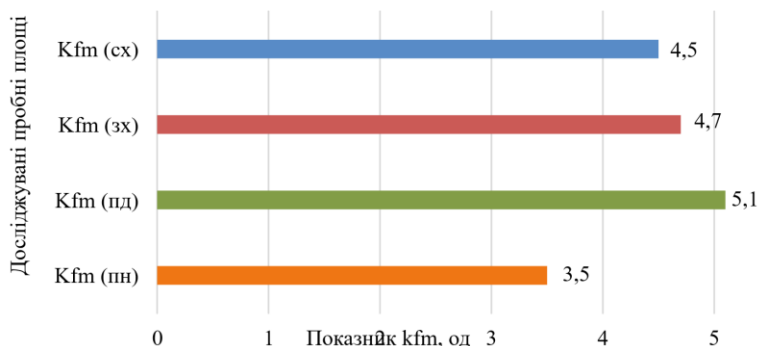


Рисунок 4.6 – Значення розрахованих коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок

Проведений аналіз груп фітомеліоративної рослинності показав чітку диференціацію: суттєве зростання частки пратоценозів, що зумовлене поступовим розширенням площ лучної рослинності, фрутоценозів, які створюють кущові види рослин, сільваценозів, які є як одноярусні, так і двоярусні. Розподіл коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на досліджуваних площах різних берегів показав максимальне значення, обрховане для південного берега ($K_{FM}=5,1$), обумовлене більшою інтенсивністю інсоляційних потоків, дещо менший показник був на західному березі ($K_{FM} = 4,7$) і східного ($K_{FM} = 4,5$). Мінімальний же показник зафіксовано з північного боку ($K_{FM} = 3,5$).

4.4. Збереження, спрямування та формування фітоценозів-меліорантів у зоні впливу відвалів вугільних шахт

Мета рекультивациі териконів вугільних шахт – відтворення продуктивності територій, порушених вугільною промисловістю та повернення їх у різні види використання, що передбачає проведення комплексу інженерних, гірничотехнічних, меліоративних, сільськогосподарських та лісогосподарських робіт.

Особливо важливе значення у виборі ефективного напрямку проведення рекультиваційних робіт в межах техногенних екотопів має аналіз природних сукцесійних процесів та оцінка процесу самовідновлення рослинного покриву, що дозволить визначити напрямок фіторекультивації.

Поширеним способом покращення властивостей ґрунтового покриву відвалів є нанесення на їх поверхню гумусового шару ґрунту. Потужність гумусового шару визначається цільовим використанням території та видовим складом культур і коливається від 30 см до 2 м. Природно, чим більша потужність шару, тим більші затрати на одиницю площі, що рекультивується.

Підбір культур визначається родючістю ґрунту та вибагливістю рослинності до ґрунтового середовища регіону. Так, зернові культури більш вибагливі до умов ґрунтового живлення, ніж багаторічні трави. Дослідження на території Прикарпатського сірконосного басейну показали доцільність вирощування в перші роки однорічних та багаторічних трав. Через 2-3 роки на цих землях можна вирощувати озимі і ярові зернові культури та кукурудзу. А ще через 3-4 роки, після такого фітомеліоративного періоду, можна вирощувати буряк, картоплю, капусту [45, 251].

Збільшення врожайності сільськогосподарських культур на рекультивованих землях досягають і внесенням підвищених доз органічних і мінеральних добрив, особливо нітрогену і фосфору на початкових етапах освоєння території. Дози внесення органічних і мінеральних добрив залежать від придатності ґрунту для біологічної рекультивації, його гранулометричного та хімічного складу. Багаторічні трав'яні рослини є піонерами сільськогосподарського освоєння земель, порушених промисловістю. Доцільність їх введення з моменту закінчення гірничотехнічного етапу рекультивації доведена багатьма вченими і практиками. Багаторічні трави

збагачують ґрунт нітрогеном та органічною речовиною, покращують гранулометричний склад та фізико-хімічні властивості насипного шару, запобігають розвитку ерозійних процесів на рекультивованих землях. На цих землях найчастіше вирощують конюшину, люцерну, еспарцет, буркун, як в чистому посіві, так і в суміші з багаторічними злаковими травами (тимофіївка, райграс). Відповідно до досліджень [108-111, 162] встановлено, що для відновлення родючості на відвалах протягом 5-10 років необхідно проводити задернування або інтенсивне поверхнєве покращення порід в результаті висіву трав і внесення органічних та мінеральних добрив.

Розповсюдженим на сьогодні напрямком рекультивації ландшафтів, порушених відкритими гірничими розробками, є водогосподарська рекультивація, що передбачає створення на місці відпрацьованих кар'єрів водоймищ різного призначення. Цільове використання цих територій може бути таке: створення зон відпочинку, включаючи купання, любительську ловлю риби, катання на човнах, влаштування місць туристичних привалів.

Вирішувати проблеми екології Львівсько-Волинського вуглевидобувного басейну в повному обсязі можна лише на державному рівні та при залученні нових технологічних підходів до вуглевидобувної галузі в цілому. Це можливо при виділенні додаткового фінансування за рахунок фонду охорони природи, залученні приватних та іноземних капіталів, виконанні заходів, що випливають з Державних програм розвитку паливно-енергетичного комплексу України.

Заходи для зменшення небезпеки та негативного впливу породних відвалів на навколишнє природне середовище Львівсько-Волинського вугільного басейну такі:

- підготовка технічних рішень щодо покращення екологічної безпеки гірничопромислових підприємств;

- розробка проектів гасіння, переробки та озеленення породних відвалів;
- проведення оцінки та моніторинг впливу породних відвалів на довкілля;
- проведення інвентаризації виробничих відходів і викидів забруднюючих речовин від стаціонарних джерел підприємств, включаючи терикони вугільних шахт;
- паспортизація породних відвалів вугільних шахт [28].

Крім цього, для покращення екологічної ситуації у Нововолинському гірничопромисловому районі необхідно створювати підприємства з комплексної переробки технологічних відходів гірничопромислових комплексів. Це дозволить скоротити обсяг викидів пилу, оксидів сульфуру, токсичних речовин з породних відвалів, звільнити значні площі, зайняті териконами, для сільськогосподарських цілей.

З метою подолання екологічної кризи та зміни негативної екологічної ситуації в якості системного опрацювання, що містить інструкції екологічної безпеки, залишкові запаси, оцінку ризику для біоти, технологію рекультивації, методи і засоби моніторингу, умови використання після рекультивації у гірничопромислових комплексах необхідно більше приділити увагу в екологічному оздоровленню довкілля, відтворенню й охороні його ресурсів, поліпшенню природних життєвих умов. При організації управління екологічною безпекою в ГПК повинен бути застосований комплексний підхід у здійсненні ефективного екологічного управління, в тому числі, при розробці екологічної безпеки на довкілля, визначенні основних цілей і завдань у цій галузі, організації діяльності, мотивації та контролі. Першочерговими заходами в цьому напрямку є: перегляд екологічного управління в ГПК, відповідне коригування (розробка) екологічної стратегії, методів тощо.

Для вирішення проблем екологічної небезпеки в гірничопромислових районах необхідно провести:

- розробка екологічного паспорта гірничопромислового району;
- реалізацію та контроль за виконанням екологічного управління в гірничопромисловому районі;
- забезпечення екологічної безпеки териконів (шахтних порід) гірничопромислового району: запобігання аварійним викидам (скидам), ліквідація наслідків забруднення довкілля в результаті можливих аварій і катастроф;
- мінімізацію екологічної небезпеки гірничопромислового району на довкілля (фітомеліоративні відтворення, біоплато, рекультивация териконів тощо) [30].

За допомогою геоінформаційної системи «Open Environment» можна здійснити аналіз якості водних об'єктів досліджуваного регіону. Геоінформаційна інтерактивна карта створена на базі статистичних даних Державного агентства водних ресурсів України та даних супутникових спостережень (рисунк 4.7).

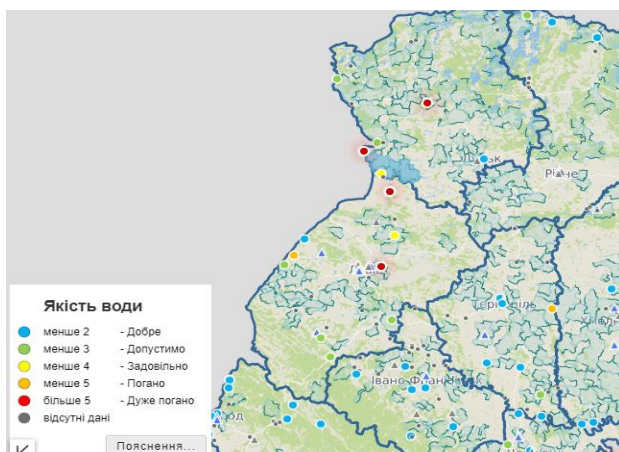


Рисунок 4.7 – Інтерактивна карта якості водних об'єктів Новолинського ГПР, створена в системі ГІС-проекту «Open Environment»

За даними створеної цифрової карти видно, що якість водних об'єктів на території поширення териконів коливається від задовільної до дуже поганої. Показники якості води підтверджують той факт, що поряд з вітровою ерозією териконів, дослідженню якої приділена велика кількість наукових робіт, гостро стоїть питання саме водної ерозії териконів, яка призводить до вимивання токсичних поліутантів і забруднення ними ґрунту та підґрунтових вод.

Динаміку зміни якості води Нововолинського ГПР за 7 років відображено в графіках, створених на базі інструменту математичного моделювання ГІС-проекту «Open Environment» рисунки 4.8-4.13.

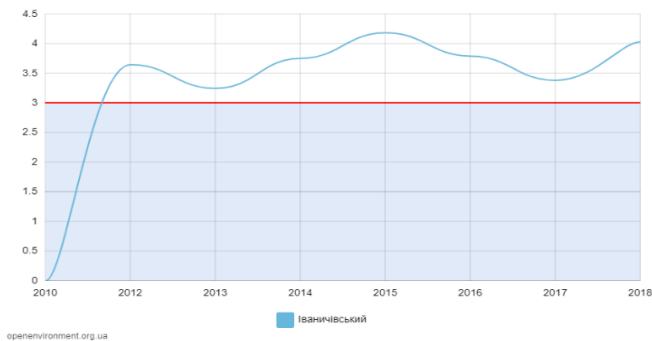


Рисунок 4.8 – Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО/дм³

— значення ГДК

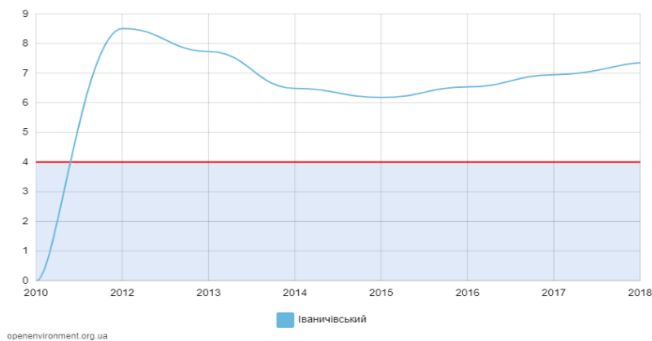


Рисунок 4.9 – Кисень розчинений, мгО₂/дм³ — значення ГДК

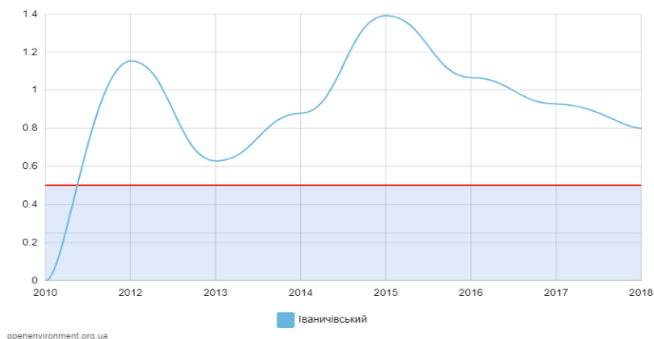


Рисунок 4.10 – Амоній-іони, мг/дм³
— значення ГДК

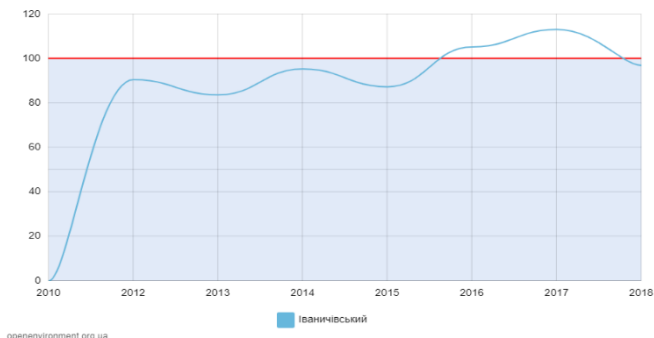


Рисунок 4.11 – Сульфат-іони, мг/дм³
— значення ГДК

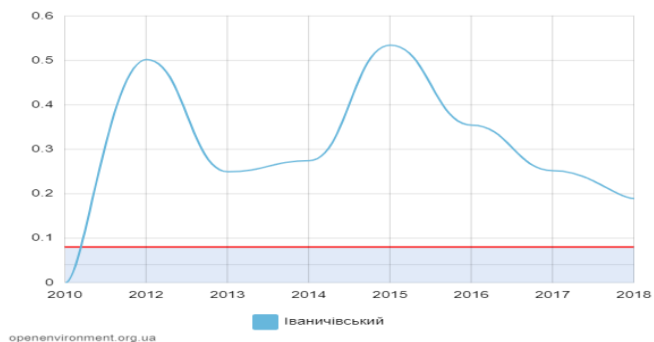


Рисунок 4.12 – Нітрит-іони, мг/дм³
— значення ГДК

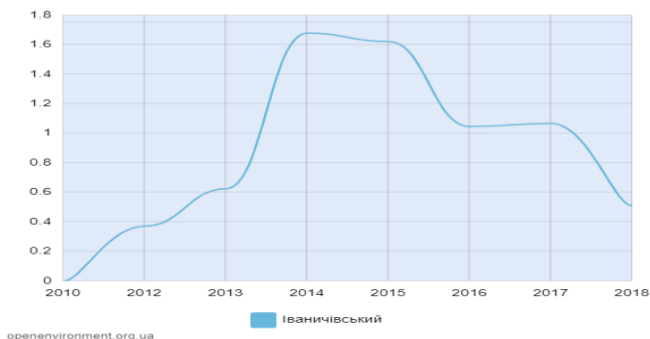


Рисунок 4.13 – Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм³

— значення ГДК

Отже, для відображення реальної картини впливу підтериконових вод Нововолинського регіону на довкілля, обов'язковою є наявність в ГІС-системі реальних концентрацій таких поллютантів: $\text{Fe}_{\text{заг}}$, Mn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cr^{3+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , хлориди, сульфати, Ca^{2+} , Mg^{2+} . Варто відзначити, що для прийняття рішень щодо екологічної безпеки досліджуваного гірничопромислового регіону, обов'язковим є розуміння необхідності таких заходів: технологічні зміни (в разі дотримання екологічного законодавства, наприклад, установка додаткових фільтруючих систем, інженерної споруди біоплато) чи застосування правових інструментів впливу на гірниче підприємство (штрафні санкції, зобов'язання підприємств до виконання певних умов для зменшення негативного впливу на довкілля, в окремих випадках – закриття вугільних підприємств та їх рекультивація) [21, 200].

Висновки до розділу 4

Оцінено можливості облаштування біоплато для очищення стічних вод із породних відвалів Нововолинського гірничопромислового району. Висаджування вищих водних рослин слід проводити в 9 коридорах, площа яких 8900 м². Щільність садіння 7 рослин на 1 м², кількість рослин

становитиме 62300 шт. Дно біоплато слід виконувати з водонепроникних глин або піску. На дні в ґрунті проводиться висадка вищих водних рослин. Для запобігання замулюванню та розвитку процесів гниття відмираючих рослин у вузьких місцях, що утворюються в результаті формування валів, висадку рослин рекомендуємо не проводити. Під час проектування біоплато запропоновано висаджувати очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* L та аїр звичайний *Acorus calamus* L., які видаляють із підтериконових стічних вод забруднюючі речовини – калій, кальцій, магній, марганець, сірку, важкі метали, феноли, сульфати.

Показники якості води підтверджують той факт, що поряд із вітровою ерозією териконів, дослідженню якої приділена велика кількість наукових робіт, гостро стоїть питання саме водної ерозії териконів, яка призводить до вимивання токсичних поллютантів і забруднення ними ґрунту та підґрунтових вод. Забруднення поширюються із підтериконовими водами на значні відстані прилеглих територій, зокрема у басейн р. Західний Буг.

Проведений аналіз рослинності показав чітку диференціацію: суттєве зростання частки пратоценозів, що зумовлене поступовим розширенням площ лучної рослинності, фрутоценозів, які формують кущові види рослин, сільваценозів, які є як одноярусні, так і двоярусні. Розподіл коефіцієнта фітомеліоративної ефективності на досліджуваних площах різних берегів показав, максимальне значення обраховане для південного берега ($K_{FM} = 5,1$), що обумовлене більшою інтенсивністю інсоляційних потоків; дещо менший показник був на західному березі ($K_{FM} = 4,7$) і східному ($K_{FM} = 4,5$), а мінімальний показник зафіксовано з північного боку ($K_{FM} = 3,5$)

ВИСНОВКИ

У цій монографії представлено результати експериментальних досліджень та теоретичних узагальнень основних складових екологічної безпеки стічних вод породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району, який є складовою частиною Львівсько-Волинського вугільного басейну. Встановлено, що накопичення токсичних складових у підтериконових стічних водах породних відвалів створює суттєву техногенну та екологічну небезпеку регіону. Запропонована система заходів із підвищення екологічної безпеки довкілля від небезпечних компонентів підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт.

Встановлено, що накопичення небезпечних компонентів у стічних водах породних відвалів вугільних шахт, призводять до зростання рівня екологічної небезпеки довкілля. У пробах води із відвалів зафіксовано значне перевищення вмісту гідрокарбонатів заліза, що спричиняє перевищення рівня ГДК для цього елемента у 50 разів.

У підтериконових стічних водах вміст заліза (0,3-18 мг/дм³); сульфатів (500-800 мг/дм³); нітритів (3-53 мг/дм³); нітратів (45-152 мг/дм³); гідрокарбонатів спричиняє припиненню росту рослинного покриву на поверхні відвалів та біля підніжжя внаслідок токсичної дії цих забруднень.

Біля підніжжя у радіусі 5 метрів від підніжжя терикона перевищено гранично допустимі концентрації кількості колонієутворюючих одиниць на 40 %. Це вказує на те, що породні відвали вугільних шахт є природним середовищем для існування багатьох видів грибів, бактерій та поодиноких мікроорганізмів.

Температурні дослідження деревних видів, які розвиваються на поверхні породних відвалів вугільних шахт,

є важливими з точки зору комплексної оцінки екологічної безпеки регіону. Встановлено, що продукти неповного розпаду потрапляють у стічні води, додатково насичуючи їх небезпечними речовинами та сполуками. Температура самозаймання: берези – +475°C, дуба – +480°C, козячої верби – +473°C, сосни – +475°C. Деревочагарникова рослинність за таких умов сприяє поширенню вогню та виникненню низових пожеж.

Вміст у пробах води заліза (середній показник у всіх пробах 2,6 мг/дм³), нітритів (середній показник у всіх пробах 16,5 мг/дм³) та нітратів (середній показник у всіх пробах 67,7 мг/дм³) свідчить про значну забрудненість через окиснення породи у відвалі та вимивання її стічними водами. Вміст у водах амоніаку та нітритів вказує на постійне джерело забруднення із відвалів породи. Перевищення рівня амоніаку та потрапляння її у ріки призводить до підвищення рівня екологічної небезпеки екосистеми в цілому.

Дослідження фізико-хімічних властивостей підтериконових стічних вод породних відвалів вугільних шахт показало, що в її хімічному складі переважають такі компоненти як: нікель (0,15 мг/дм³), кобальт (0,03 мг/дм³), мідь (0,11 мг/дм³), цинк (0,018 мг/дм³). Накопичення кадмію спостерігається у корі *Salix caprea* L. (5,25 мг/кг) та корінні (2,75 мг/кг). Такий нерівномірний розподіл вмісту кадмію у різних частинах дерев викликаний місцем їх зростання та близькістю коріння до підтериконових стічних вод із високим вмістом важких металів. Аналіз вмісту плюмбуму в рослинній сировині свідчить, що це забруднення накопичується в значній мірі у коренях берези (2 мг/кг) та корі верби (0,71 мг/кг). Спостерігається значна акумуляція купруму та цинку у корі сосни (14,50 мг/кг) та верби (11,97 мг/кг).

Оцінено можливості облаштування біоплато для очищення стічних вод із породних відвалів Новолинського

гірничопромислового району. Садіння вищих водних рослин слід проводити в 9 коридорах, площа яких 8900 м². Щільність садіння 7 рослин на 1 м², кількість рослин складе 62300 шт. Дно біоплато слід виконувати з водонепроникних глин або піску. На дні в ґрунті проводиться висадка вищих водних рослин. Для запобігання замулювання та розвиток процесів гниття відмираючих рослин у вузьких місцях, що утворюються в результаті формування валів, висадку рослин рекомендуємо не проводити. Під час проектування біоплато запропоновано висаджувати очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* L та аїр звичайний *Acorus calamus* L., які видаляють із підтериконових стічних вод забруднюючі речовини – калій, кальцій, магній, марганець, сірку, важкі метали, феноли, сульфати.

Показники якості води підтверджують той факт, що поряд із вітровою ерозією териконів, дослідженню якої приділена велика кількість наукових робіт, гостро стоїть питання саме водної ерозії териконів, яка призводить до вимивання токсичних поллютантів і забруднення ними ґрунту та підґрунтових вод. Забруднення поширюються із підтериконовими водами на значні відстані прилеглих територій, зокрема у басейн р. Західний Буг.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Адаменко Я. О. Оцінка впливів техногенно небезпечних об'єктів на навколишнє середовище: науково-теоретичні основи, практична реалізація: автореф. дис. на здобуття ступ. докт. техн. наук 21.06.01: Івано-Франківськ, 2006. 25 с.

2. Амоша О. І. Стан, основні проблеми і перспективи вугільної промисловості України: наукова доповідь / О. І. Амоша, Л. Л. Стариченко, Д. Ю. Череватський. Інститут економіки промисловості НАН України. Донецьк. 2013. 44 с.

3. Бабаджанова О. Ф. Чинники пожежної небезпеки породних відвалів вугледобування / О. Ф. Бабаджанова, Ю. Г. Сукач, Р. Ю. Сукач. Збірник наукових праць ЛДУ БЖД. 2012. 20. С. 137–143.

4. Баранов В. Деякі біохімічні показники адаптації кунічника наземного (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) до умов едафотопу відвалів вугільних шахт / В. Баранов, С. Бешлей, Я. Телегус. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. 58. С. 292–299.

5. Баранов В. І. Очерет звичайний – фіторемедіант важких металів у дренажних канавах породних відвалів вугільних шахт / В. І. Баранов, І. М. Книш, І. А. Блайда та ін. Біологічні студії. *Studia Biologica*. 2012. 6. 1. С. 93–100.

6. Баранов В. І., Книш І. Б. Хіміко-мінералогічний склад порід відвалу вугільних шахт ЦЗФ «Львівсистеменерго» та їх вплив на проростання насіння. Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку: матер. V міжнар. наук. конф. Донецьк, 2007. С. 36-37.

7. Батугін А. С., Мусіна В. Р., Пономарьов В. С. Аналіз геодинамічних умов самозаймання вуглепородних відвалів. Праці міжнародного наукового симпозіуму «тиждень Гірнича – 2018». 1 (Спеціальний випуск). 2018. С. 283–293.

8. Башуцька У. Б. Характеристика флори породних відвалів шахт Червоноградського гірничо-промислового району. Науковий вісник УкрДЛТУ, 2002. Вип. 12 (2). С. 84-86.

9. 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 кан. біол. наук. 03.00.16 – екологія. 2016. 147 с.

10. Білявський Г. О. Основи екології: теорія та практикум / Г. О. Білявський, Л. І. Бутченко. Київ: Лібра. 2006. 368 с

11. Блайда І. А. Фізико-хімічна та мікробіологічна характеристика породних відвалів збагачення вугілля / І. А. Блайда, Т. В. Васильєва, В. Ф. Хитрич. Мікробіологія та біотехнологія. 2016. 2. С. 74–89.

12. Бондаренко В. І., Малашкевич Д. С. Сучасний стан розвитку вугільної галузі України. Вісті Академії інженерних наук України. 2016. №1(43). С. 19–21.

13. Босак П. В. Видове різноманіття прибережно-водної рослинності техногенних водойм породних відвалів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України: тези доповідей IV Міжнародної науково-практичної онлайн-конференції, м. Київ, 10 лютого 2022 року/ редкол. О. С. Волошкіна та ін. К.: ІТТА, 2022. С. 54–57.

14. Босак П. В. Екологічна небезпека шахтних породних відвалів в умовах урбанізованого середовища. Міжнародна наукова практична конференція «Сучасний стан і перспектива розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації. З нагоди 80-ліття від дня народження професора В.П. Кучерявого». м. Львів. 4-5 квітня 2019 року. С. 212–214.

15. Босак П. В. Фізико-хімічні властивості стічних вод з технологічних відвалів Нововолинського гірничопромислового району. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2018. 18. С. 117–124.

DOI:10.32447/20784643.18.2018.13

16. Босак П. В. Характеристика Нововолинського вуглепромислового району. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи». Львів: ЛДУБЖД, 2018. С. 18-19.

17. Босак П. В., Волощишин А. І. Горіння териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району. Сталій розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. VII Міжнародний молодіжний конгрес, 10-11 лютого 2022, Україна, Львів: Збірник матеріалів. Київ: Яроченко Я. В., 2022. С. 124.

18. Босак П. В., Попович В. В. Антропогенний вплив відвалів вугільних шахт в межах Малого Полісся. Міжнародна науково-практична конференція Подільські читання: Екологія, охорона довкілля, збереження біотичного та ландшафтного різноманіття: наука, освіта, практика. м. Хмельницький. 10-12 жовтня 2019 року. С. 7–9.

19. Босак П. В., Попович В. В. Вплив відвалів шахтних териконів Нововолинського гірничопромислового району на ґрунт. 6 Міжнародний конгрес Сталій розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване Природокористування. м. Львів. 23–25 вересня 2020 року. С. 54.

20. Босак П. В., Попович В. В. Вплив стічної води з відвалів вугільних шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну на довкілля. Матеріали III Міжнародної науково-технічної конференції «Водопостачання і водовідведення. Проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг». м. Львів. 23-25 жовтня 2019 року. С. 165–166.

21. Босак П. В., Попович В. В. Еко-геоінформаційна технологія захисту довкілля від підтериконових вод Нововолинського гірничопромислового району. Науково-практичний журнал Екологічні науки. 2020. 4 (31). С. 96-102. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.4-31.14>.

22. Босак П. В., Попович В. В. Загрози у сфері екологічної та техногенної безпеки шахтних териконів Нововолинського гірничопромислового району на довкілля. Матеріали II Всеукраїнської наукової конференції «Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України». м. Миколаїв. 18-19 вересня 2020 року. С. 56–57.

23. Босак П. В., Попович В. В. Методологія екологічної оцінки стічної води вугільних шахт. Матеріали XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки». м.Кременчук.2-4жовтня 2019року.С. 13–17.

24. Босак П. В., Попович В. В. Очистка стічних вод методом біоплато з териконів Нововолинського гірничопромислового району. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу». м. Львів: ЛДУ БЖД. 5-6 грудня 2019. С. 78–79.

25. Босак П. В., Попович В. В., Корольова О. Г. Проектування інженерної споруди біоплато на технологічних відвалах вугільних шахт. Матеріали XVIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки». м. Кременчук. 06-08 жовтня 2020 року. С. 27–32.

26. Босак П. В., Попович В. В., Піндер В. Ф., Стокалюк О. В. Температура займання та самозаймання найпоширеніших деревних порід териконів. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2020. 30 (5). С. 53-58 <https://doi.org/10.36930/40300509>.

27. Босак П. В., Попович В. В., Стокалюк О. В. Фітотоксичність териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Міжнародний науковий симпозіум «Сталий

розвиток – стан та перспективи». Львів-Славське. 12-15 лютого 2020 року. С. 158–160.

28. Босак П. В., Стокалюк О. В., Корольова О. Г., Попович В. В. Управління екологічною безпекою у проектах розвитку гірничопромислових комплексів. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2020. 22. С. 5-11. <https://doi.org/10.32447/20784643.22.2020.01>.

29. Боярин М. В. Основи гідроекології: теорія й практика: навч. посібник / М. В. Боярин, І. М. Нетробчук. Східноєвропейський Національний університет ім. Л. Українки. Луцьк: Вежа-Друк. 2016. 361 с.

30. Бузило В. І., Павличенко А. В. Екологічні та техногенні наслідки ліквідації вугільних шахт. Розробка родовищ. 2014. С. 535–540.

31. Бузило В. І., Павличенко А. В., Кулина С. Л., Кіященко В. В. Шляхи забезпечення екологічної безпеки при ліквідації вуглевидобувних підприємств. Розробка родовищ. 2013. С. 437–440.

32. Бучацька Г. М. Гідрогеологічні умови та гідрогеохімічна зональність Львівсько-Волинського вугільного басейну. Вісник Львівського університету. Серія геологічна. 2009. 23. С. 175–183.

33. Ващаєв С. С. Екологізація промисловості України: статистичний аспект. Моделювання та інформаційні системи в економіці. 2016. 92. С. 88–97.

34. Висоцький С. П., Козир Д. А. Дистанційний контроль теплового стану породних відвалів. Науковий вісник НДІГД. Науково-технічний журнал. Харків. 2018. 3 (55). С. 84–90.

35. Висоцький С. П., Козир Д. А. Контроль екологічного стану породних відвалів. Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури. Харків. 2018. 3 (131). С. 12–18.

36. Вовк О. Б. Динамічні тенденції розвитку техногенних ґрунтів. Науковий вісник НЛТУ України. 2007. Вип. 17.7. С. 36–46.

37. Войтович С. П. Геохімічні особливості підземних та шахтних вод вугільних басейнів України (на прикладі Червоноградського гірничопромислового району і Центрального Донбасу). Науковий вісник Національного гірничого університету. 2015. 2 (146). С. 23–30.

38. Войтович С. П. Геохімія шахтних вод Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну (на прикладі Червоноградського гірничопромислового району). Дисертація на здобуття кан. геол. наук. Спеціальність 04.00.02 – геохімія. 2017. 245 с.

39. Войтович С. П. Еколого-гідрогеохімічне районування Червоноградського гірничопромислового району. Геологія і геохімія горючих копалин. 2015. 1-2. С. 161–173.

40. Волощишин А. І., Попович В. В. Екологічна небезпека буровугільних відвалів. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: матер. III міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 14 вересня 2018 р. Львів, 2018. С. 24.

41. Волощишин А. І., Попович В. В. Хлориди та сульфати у підтериконових водах породних відвалів вугільних шахт. Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: матер. міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 4-5 квітня 2019 р. Львів, 2019. С. 216–217.

42. Воробйов С. Г. Захист територій, прилеглих до породних відвалів, від надходження забруднювальних речовин (на прикладі Луганської області): автореф. дис.... канд. техн. наук: спец. 21.06.01. Екологічна безпека. Київ. 2011. 22 с.

43. Гавриленко В. А. Формування механізму організації обліку результатів екологічної діяльності вуглевидобувних

підприємств / В. А. Гавриленко, О. В. Бичкова. Економіка: реалії часу. 2014. 3 (13). С. 87–93.

44. Гамкало З. Г., Копій М. Л. Питомий потік CO₂ з поверхні техноземів як критерій ефективності способів фітомеліорації. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2017. 27 (6). С. 66–70.

45. Генік Я. В. Ревіталізація антропогенно порушених екосистем: методологічні та технологічні аспекти. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. Львів. НЛТУ України. 2016. 26.8. С. 180–185.

46. Генік Я. В., Дида А. П. Рекультивация: навчальний посібник / Ярослав В'ячеславович Генік, Андрій Петрович Дида. Львів: ННВК: АТБ, 2019. 288 с.

47. Генік Я., Кузик А., Попович В. Наукова школа професора Кучерявого Володимира Панасовича з проблем урбоекотології, фітомеліорації та ландшафтної архітектури. Вісник ЛДУБЖД: зб. наук. праць. 2021. 23. С. 68–72. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.32447/20784643.23.2021.10>

48. Глухова Є. І. Вплив продуктів горіння породних відвалів на стан здоров'я населення / Є. І. Глухова, А. Б. Єрмаченко. Гігієна населених місць. Донецьк: ДУ ІГМЕ. 2011. 58. С. 344–347.

49. Гомеля М. Д., Іванова В. П., Трус І. М. Ефективність вилучення іонів важких металів з розведених розчинів іонообмінним методом. Технічні науки та технології. 2017. 4 (10). С. 154–162.

50. Горова А. І. Електронна паспортизація породних відвалів / А. І. Горова, А. В. Павличенко, В. В. Федотов, Ю. В. Бучавий. Матеріали Міжнар. науково-практичної конференції «Рекультивация складних техноекосистем в новому тисячолітті: ноосферний аспект». Дніпропетровськ. 2012. С. 78-80.

51. Горова А. І., Кулима С. Л. Біоіндикаційна оцінка токсичності поверхневих водойм в зоні впливу Червоноградської групи шахт. Збірник матеріалів II

Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю. Вінниця: ФОП Данилюк. 2009. С. 527–530.

52. Григора І. М., Соломаха В. А. Основи фітоценології. К.: Фітосоціоцентр, 2000. 240 с

53. Грицик В., Канарський Ю., Бедрій Я. Екологія довкілля. Охорона природи: навч. посіб. для студентів ВНЗ. Київ : Кондор, 2018. 290 с.

54. Гришко В. М. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна безпека / В. М. Гришко, Д. В. Сищиков, О. М. Піскова, О. В. Данильчук, Н. В. Машталер. Донецьк. Донбас. 2012. 302 с.

55. Гріньов В. Г., Хорольський А. О., Мамайкін О. Р. Оцінка стану та оптимізація параметрів технологічних схем вугільних шахт. Вісник Криворізького національного університету. 2019. 48. С. 31-37.

56. Гудзь С. П., Гнатуш С. О., Яворська Г. В., Білінська І. С., Борсукевич Б. М. Практикум з мікробіології. Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2014. 436 с.

57. Гуліда Е. М., Кузик А. Д., Смотр О. О., Попович В. В. Лісові пожежі та їх вплив на екологію навколишнього середовища. Підвищення рівня пожежної безпеки лісів Малого Полісся. Розроблення фітомеліораційних заходів на девастрованих ландшафтах. Звіт науково-дослідної роботи. № держреєстрації 0107U003734. Львів: ЛДУБЖД, 2010. 86 с.

58. Дебринюк Ю. М. Плантаційні лісові культури в Західному Лісостепу України: концепція, методологія, ресурсний потенціал: автореф. дис. ... д. с.-г. наук: спеціальності 06.03.01 «Лісові культури та фітомеліорація». Львів, 2007. – 40 с.

59. Дендрофлора України. Дикорослі й культивовані дерева і куці. Покритонасінні. Частина І. Довідник: Кохно М. А., Пархоменко Л. І., Зарубенко А. У. та ін. К.: Фітосоціоцентр, 2002. 447 с.

60. Денисик Г.І. Антропогенні ландшафти Правобережної України. Вінниця: Арбат, 1998. 292 с.

61. Драчук Ю. З. Напрямки зменшення негативного впливу на довкілля у вугільному регіоні. Економічний вісник Донбасу. 2007. 1. С. 33–37.

62. Драчук Ю. З. Основи формування інституціонального забезпечення інноваційного розвитку вугільної галузі. Економічний вісник. 2015. С. 71–81.

63. ДСТУ 8606-1:2015. Вода природних джерел. Захист від забруднювання. Частина 1. Основні положення. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=73820.

64. ДСТУ 8829:2019 «Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методи їх визначення. Класифікація».

65. ДСТУ-Н Б В.1.1-27:2010 «Будівельна кліматологія» [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://uas.org.ua/wp-content/uploads/2019/01/dstu-n_b_v.1.1-27_2010.pdf

66. Екологічна енциклопедія. Том 1 / за ред. А. В. Толстоухова. К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації». 2006 . 432 с.

67. Екологічний паспорт Волинської області за 2019 рік. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://voladm.gov.ua/article/ekologichniy-pasport-volinskoji-oblasti-za-2019-rik/>

68. Жуков С. П., Торохова О. М., Сетт І. В. Структура популяцій деревних рослин на відвалах шахт. Наукові основи збереження біотичної різноманітності. Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України. Львів. 2004. 5. С. 52–57.

69. Забокрицька М. Р. Гідрохімічний режим та оцінка якості річкових вод басейну Західного Бугу на території України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: спеціальності 11.00.07. К., 2005. 19 с.

70. Забокрицька М. Р. Про сучасний гідрохімічний режим річки Західний Буг. Наукові праці УкрНДГНІ. 2003. 251. С. 135–140.

71. Завацький С. В., Котельчук Л. С., Котельчук А. Л. Біоінженерні споруди для очищення стічних вод малої продуктивності. Чернігівський науковий часопис. Серія 2. Техніка і природа. 2012. 1 (3). С. 57–63.

72. Заїка В. К., Криницький Г. Т., Іваницький Р. С. Природне заліснення та лісівничо-екологічні і морфофізіологічні особливості формування лісів на покинутих сільськогосподарських землях Південно-Західного Поділля. Наукові праці Лісівничої академії наук України: Збірник наукових праць. Львів: РВВ НЛТУ України. 2013. 11. С. 41–50.

73. Закон України «Про національну безпеку України» від 21.06.2018 року № 2469-VIII (Відомості Верховної Ради (ВВР), 2018, № 31, ст. 241).

74. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року № 1264-XII (Відомості Верховної Ради України (ВВР). 1991. № 41. ст. 546).

75. Заліснення як один з основних шляхів реабілітації радіоактивно забруднених територій України. В.П. Процак та ін. Науковий вісник УДЛУ України «Еколого-економічне вчення: витоки, проблеми, перспективи»: зб. наук.-техн. праць. 2004. Вип. 14.5. С. 216–221.

76. Захаров Є. І., Качурін Н. М. Математичний опис процесу самонагрівання вугілля. Науки про Землю. 2013. 1. С. 58–70.

77. Захаров Є. І., Качурін Н. М., Малахова Д. Д. Механізм процесу самонагрівання вугілля і переходу його в самозаймання. Науки про Землю. 2013. 2. С. 42–51.

78. Збірник нормативно-правових актів Європейського Союзу у сфері охорони навколишнього середовища. Львів: Екоправо-Львів, 2004. 192 с.

79. Зборщик М. П., Осокин В. В. Природа самовозгорання і тушення отвальних пород угольних месторождений. Уголь Украины, 2015. 3-4. С. 76–78.

80. Зверковський В.М. Фітомеліорація шахтних відвалів в Західному Донбасі. Український ботанічний журнал: науковий журнал НАН України, Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України. 1997. Вип. 54, 5. С. 474–481.

81. Зеркалов Д.В. Екологічна безпека та охорона довкілля. Монографія. К.: Основа. 2012. 514 с.

82. Іванов Є. А. Геоекологічна ситуація в межах Нововолинського гірничопромислового району та шляхи її покращення / І. П. Ковальчук, Є. А. Іванов, О. С. Терещук. Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Луцьк: Волинський національний університет ім. Лесі Українки. 2010. 7. С. 3–10.

83. Іванов Є. А. Радіоекологічні дослідження. Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка. 2004. 143 с.

84. Іванов Є. Ландшафти гірничопромислових територій: Монографія. Львів: Видавничий. центр ЛНУ імені Івана Франка. 2007. 334 с.

85. Іванов Є., Ковальчук І. Аналіз структури землекористування і прояву небезпечних природно-антропогенних процесів в межах Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну за допомогою ГС-технологій. Тернопіль: Тайп. 2010. 1 (27). С. 182–189.

86. Іващишин Я. А., Тимчук І. С., Шквірко О. М., Мальований М. С., Попович В. В. Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель. Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : зб. матер. 5-го міжнар. конгр., м. Львів, 26-29 вересня 2018 р. С. 75.

87. Ігішев В. Г., Шлапаков П. А. Виділення індикаторних пожежних газів при окисленні вугілля на стадіях самонагрівання і беспламенного горіння. Вісник Наукового центру з безпеки робіт у вугільній промисловості. 2015. 4. С. 55–59.

88. Капелюш Н. В., Бессонова В. П. Зміна анатомічних показників листків *Platanus orientalis* L. під дією промислових емісій (техногенного навантаження). Інтродукція рослин. 2005. 1. С. 81–87.

89. Карабин В. В. Гідрохімія головних іонів вод р. Білий Черемош. Геологія та геохімія горючих копалин. 2013. 1 (2). С. 101–106.

90. Карабин В. В., Кочмар І. М., Попович В. В. Екологічна безпека гідролітосфери на ділянках вуглевидобутку Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну. Звіт науково-дослідної роботи. № держреєстрації 0114U005418. Львів: ЛДУБЖД, 2016. 109 с.

91. Карабин В. В., Пиріжок С. В. Сезонна мінливість вмісту головних іонів у водах річки Західний Буг. Матеріали І Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства». Львів: ЛДУБЖД. 2012. С. 118–120.

92. Карпенко С. В., Євтехов В. Д., Євтехова Г. В. Топомінералогія супутніх корисних копалин Ганнівського залізорудного родовища Криворізького басейну. Геолого-мінералогічний вісник, 2008. 1 (19). С. 82–84.

93. Карпинець Л. І. Бріюфітні угруповання та їх ренатуралізаційна роль на породних відвалах вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району: дисертація на здобуття наукового ступеня кан. біол. наук. за спеціальності: 03.00.16 – екологія. 2017. 153 с.

94. Киричок Л. С. Типологія териконів вугільних шахт Донбасу за лісорослинними умовами. Науковий вісник УкрДЛТУ. 2003. Вип. 13.3. С. 123–127.

95. Клименко М. О. Моніторинг довкілля. Практикум / М. О. Клименко, Н. В. Кнор, Ю. В. Пилипенко. К.: Кондор, 2012. 284 с.

96. Клименко М. О., Залеський І. І. Збалансування використання водних ресурсів: навч. посіб. Рівне: НУВГП, 2016. 337 с.

97. Клименко М. О., Прищепя А. М., Клименко О. М., Стецюк Л. М. Оцінювання стану водних екосистем за показниками біотестування: монографія. Рівне: НУВГП, 2014. 170 с.

98. КНД 211.1.0.009-94. Гідросфера. Відбір проб для визначення складу і властивостей стічних і технологічних вод.

99. КНД 211.1.4.023-95. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах.

100. КНД 211.1.4.027-95. Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою в поверхневих та біологічно очищених водах.

101. КНД 211.1.4.034-95. Методика фотометричного визначення загального заліза в поверхневих та стічних водах.

102. КНД 211.1.4.039. Методика гравіметричного визначення завислих (суспензованих) речовин в природних та стічних водах.

103. Коваленко А. А. Дослідження міграційної активності важких металів на територіях розміщення породних відвалів / А. А. Коваленко, А. В. Павличенко. Збірник наукових праць Національного гірничого університету. 2013. 40. С. 167–173.

104. Козир Д. А. Процеси окиснення в зонах ерозії відвалів вугільних шахт. Збірник праць Міжнародної наукової конференції «Проблеми екологічної безпеки». Кременчук. 2014. С. 60–62.

105. Козир Д. О. Аналіз впливу зовнішніх факторів на результати температурного контролю теплового стану породних відвалів. Проблеми екології: Загальнодержавний науково-технічний журнал. Донецьк. 2013. 2 (32). С. 69–75.

106. Козир Д. О. Процеси ерозії в зонах окиснення відвалів вугільних шахт / Д. О. Козир, В. К. Костенко.

Екологія людини. Збірник матеріалів VIII науково-теоретичної конференції. Житомир. 2014. 1. С. 47–49.

107. Копій М. Л. Відтворення порушених ландшафтів Яворівського району фітомеліоративними методами. Зб. матеріалів 64 наук. - техн. конф. студентів і аспірантів НЛТУ України, студентів коледжів та слухачів Малої лісової академії. Львів: 2012. С. 92.

108. Копій М. Л., Гончар В. М., Копій С. Л. та ін. Фітомеліоративна роль рослинного покриву у відтворенні девастрованих земель в межах сірчаних розробок Західного Лісостепу: монографія. Рівне: НУВГП, 2019. 230 с.

109. Копій М. Л., Копій Л. І. Вплив рослинності на перерозподіл органічних речовин та хімічних елементів у техноземах Яворівського сірчаного кар'єру. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2016. 26 (5). С. 194–204.

110. Копій М. Л., Марутяк С. Б., Копій Л. І. Аналіз морфологічної структури та хімічного складу порушених ґрунтів у межах Новороздільського ДГХП «Сірка». Науковий вісник НЛТУ України. 2016. Вип. 26.4. С. 212–219.

111. Коцар О. М., Крот Ю. Г., Кіпніс Л. С., Леконцева Т. І. Використання вищих водних рослин для кондиціювання зворотних вод в закритому біоплато гідропонного типу. Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Сер. Санітарна та технічна гідробіологія. Якість води. 2001. 4 (15). С. 137–138.

112. Кузик А. Д., Карабин О. О., Чмир О. Ю., Попович В. В. Моделювання температурного поля згасаючих териконів. Пожежна безпека: зб. наук. праць. 2010. 17. С. 64–70.

113. Кузик І. М. Вплив породних відвалів шахт на компоненти довкілля та визначення можливостей щодо його зменшення. Екологія та природокористування: збірник наукових праць. 2012. 15. С. 31–35.

114. Кузярін О. Т. Бріофлора вугільних відвалів Львівсько-Волинського гірничопромислового регіону. Біологічні Студії (Studia Biologica). 2013. 7 (1). С. 105–114.

115. Кузярін О. Т. Порівняльний аналіз флори вугільних відвалів Львівсько-Волинського гірничопромислового регіону. Біологічні Студії. Studia Biologica. 2012. 6 (2). С. 189–198.

116. Кучерявий В. П. Витоки і шляхи розвитку урбоєкології та фітомеліорації як нових екологічних дисциплін. Науковий вісник УкрДЛТУ. Збірник наук.-техн. праць. Проблеми урбоєкології та фітомеліорації. Львів. 2003. 13.5. С. 16–22.

117. Кучерявий В. П. Екологія : підручник [для студ. ВНЗ]. Львів: Світ. 2000. 500 с.

118. Кучерявий В. П. Фітомеліорація. Львів: Видавництво «Світ». 2003. 540 с.

119. Кучерявий В. П., Брунець К. С., Мисяк Р. І., Попович В. В. Фітоценотична структура сосняків Малого Полісся. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2010. Вип. 20.14. С. 18–21.

120. Кучерявий В. П., Генік Я. В., Дида А. П. Рекультивация та фітомеліорація: навчально-методичний посібник. Львів: Видавництво НЛТУ України. 2006. 116 с.

121. Кучерявий В. П., Кузик А. Д., Попович В. В. Про геоекологічні проблеми реструктуризації шахт Нововолинського гірничопромислового регіону. Пожежна безпека: зб. наук. праць. 2008. 12. С. 111–116.

122. 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 доповідей II міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 4-6 листопада 2015 р. Львів, 2015. С. 73–74.

123. Лапань О. В., Міхеєв О. М. Вплив іонів Cd(II) на фізіологічні параметри рослин. Сьогодення біологічної

науки: матеріали II Міжнародної наукової конференції 09-11 листопада 2018 р., м. Суми. С. 140–142.

124. Лобов І. М. Функціонально-планувальна реабілітація забудови порушених територій (на прикладі Донецько-Макіївської агломерації): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. арх.: спеціальності 18.00.04 «Містобудування та ландшафтна архітектура». Київ. 2002. 20 с.

125. Лукашов Д. В. Інструментальні методи дослідження якості довкілля (курс лекцій). К: Ніка-Принт. 2018. 102 с.

126. Лукиных Н. А., Лимпан Б. Л., Криштул В. П. Методы доочистки сточных вод. М., Стройиздат. 1974. 96 с.

127. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі. Наукоємні технології. 2016. 2 (30). С. 228–231.

128. Мазницька О. В., Крамаренко В. Г., Орел В. І. Чинники фітотоксичного впливу ґрунтів відвалів гірських порід. Нові технології. 2011. 1. С. 127–130.

129. Мазур А. Ю., Кучеревський В. В. Роль Криворізького ботанічного саду в озелененні та рекультивації порушених земель Кривбасу. Науковий вісник УкрДЛТУ: зб. наук.-техн. праць. Львів: УкрДЛТУ. 2001. Вип. 11 (5). С. 193-199.

130. Макеєва Д. О. Екологічна небезпека породних відвалів та шляхи вирішення проблеми. Проблеми екології. 2013. 1 (31). С. 43–48.

131. Мандрик В. О. Екологічні проблеми гірничодобувних підприємств Львівсько-Волинського вугільного басейну і шляхи їх вирішення. Науковий вісник. Український державний лісотехнічний університет. 2004. 14 (7). С. 347–350.

132. Мандрик В. О. Фітомеліорація земель, порушених гірничодобувною галуззю у Львівсько-Волинському вугільному басейні. Заповідна справа в Галичині, на Поділлі та Волині. Науковий вісник. 2014. 14 (8). С. 412–416.

133. Мануїлова Г. М. Фітомеліорація девастрованих ландшафтів в умовах Львівщини: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: спеціальності 06.03.01. Львів, 2005. 18 с.

134. Манько А. М. Деякі проблеми функціонування депресивних гірничодобувних районів України (на прикладі Львівсько-Волинського вугільного басейну). Вісник Львівського університету. Серія географія. 2004. 30. С. 184–187.

135. Манько А. М. Львівсько-Волинський вугільний басейн як промисловий район. Вісник Львівського університету. Серія географія. 2008. 35. С. 233–238.

136. Міронова Н. Г. Вищі водні та прибережно-водні рослини техногенних озер Малого Полісся. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2012. Вип. 22.6. С. 63–67.

137. Міронова Н. Г. Фітомеліорація техногенних водойм Малого Полісся: автореферат на здобуття наукового ступеня доктора с.-г. наук. Львів, 2015. 40 с.

138. Міхєєв О.М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених водойм: монографія. К.: Центр учбової літератури. 2018. 171 с.

139. Назаровець У. Р. Мікоризоутворювачі та гриби-симбіонти у фітомеліорації ґрунтів, забруднених сіркою: автореферат на здобуття наукового ступеня кандидата с.-г. наук. Львів, 2013. 18 с.

140. НПАОП 10.0-5.21-04. Інструкція із запобігання самозапалюванню, гасіння та розбирання породних відвалів.

141. Павличенко А. В., Коваленко А. А. Дослідження екологічних наслідків розміщення вугледобувних підприємств у навколишньому середовищі. Розробка родовищ: Збірник наукових праць. 2014. 8. С. 498–507.

142. Павличенко А. В., Коваленко А. А. Екологічна небезпека породних відвалів ліквідованих вугільних. Інститут геотехнічної механіки ім. М. С. Полякова НАН України. 2013. 110. С. 114–120.

143. Павло Босак, Роман Ратушний, Василь Попович, Олег Стокалюк. Аналіз накопичення та екологічні наслідки відходів підприємств вугільної галузі. Екологістика. Теорія і практика управління сміттєзвалищами: колективна монографія / наук. ред. Василь Попович, Оксана Теляк, Ольга Меньшикова. Szkoła Główna Służby Pożarniczej (Головна Школа Пожежної Служби 01-629 Варшава). 2021. Варшава. С. 57–72.

144. Панас Р. М. Рекультивация земель: навч. посібн. Львів: Новий світ–2000. 2005. 224 с.

145. Паньків Р. Екологічна оцінка якості вод верхньої частини басейну Західного Бугу / Р. Паньків, М. Кость, І. Сахнюк, В. Гарасимчук, О. Майкут, Р. Козак, О. Пальчикова. Геологія і геохімія горючих копалин. 2013. 1-2 (162-163). С. 107–116.

146. Параняк Р. П., Осташа Т. П. Механізми формування екологічного ризику антропогенного забруднення малих річок Львівської області. Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С. З. Гжицького. 2014. 16, 3 (60). Ч. 3. С. 371–379.

147. Парпан В. І., Миленька М. М. Методологічні аспекти оцінки екологічного стану урбанізованих і техногенно змінених територій. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. Дніпропетровськ. 2010. 18 (2). С. 61–68.

148. Петрова Л. О. Вплив на навколишнє середовище відходів вуглевидобутку і вуглепереробки. Геологічний журнал. 2002. 2. С. 81–87.

149. Петрушка І. М., Мороз О. І. Раціональне використання природно-ресурсного потенціалу для забезпечення екологічної безпеки водного середовища. Стратегія оптимального розвитку. Харків. 2015. С. 286–288.

150. Петрушка І. М., Мороз О. І., Петрушка К. І. Математичне моделювання ресурсозберігаючих технологій очищення стічних вод. Актуальні проблеми економіки. 2016. 4 (178). С. 433–439.

151. Піндер В. Ф., Попович В. В. Моніторинг деастрованих ландшафтів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Матеріали XIII Міжнародної науково-техн. конференції «Авіа-2017». м. Київ. 19-21 квітня 2017 р. С. 30–33.

152. Піндер В. Ф., Попович В. В. Особливості розвитку сосни звичайної на породних відвалах вугільних шахт як екологічного чинника підвищення якості довкілля. Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: матер. II всеукр. наук. конф., м. Миколаїв, 18-19 вересня 2020 р. Миколаїв, 2020. С. 138–140.

153. Піндер В. Ф., Попович В. В. Особливості термічних режимів у породних відвалах вугільних шахт. Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій: Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України. м. Черкаси. 18-19 травня 2017 року. С. 234–235.

154. Піндер В. Ф., Попович В. В. Рекультивация породних відвалів ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2017. Вип. 27(3). С. 113–116. DOI: <https://doi.org/10.15421/40270325>

155. Попа Ю. М. Особливості первинного ґрунтоутворення на поверхні териконів вугільних шахт Донбасу. Ґрунтознавство. 2010. 11 (1-2). С. 66–72.

156. Попович В. В., Волощишин А. І., Попович Н. П. Деастровані ландшафти та їх вплив на регіональну екологічну безпеку. Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: зб. Матер. IV круглого столу. м. Львів, 17 травня 2019 р. Львів, 2019. С. 72–76.

157. Попович В. В. Вплив кліматичних умов на розвиток рослинності техногенних ландшафтів Малого Полісся у зимовий період. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2009. Вип. 19.5. С. 37–42.

158. Попович В. В. Вплив реструктуризованих шахт на безпечне функціонування потенційно-небезпечних об'єктів Нововолинського регіону. Техногенна безпека. Теорія, практика, інновації: зб. тез міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 25-26 травня 2008 р. Львів, 2008. С. 68–70.

159. Попович В. В. Девастовані ландшафти, їх небезпека для навколишнього середовища та проблеми фітомеліорації. Пожежна безпека : зб. наук. праць. 2006. 9. С. 132–134.

160. Попович В. В. Дослідження едафотопів териконів у місцях горіння. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2010. Вип. 20.4. С. 63–69.

161. Попович В. В. Дослідження фізико-хімічних властивостей ґрунтів та перегорілих порід на териконах Нововолинського гірничопромислового регіону. Науковий вісник НЛТУ України: ландшафтна архітектура в контексті сталого розвитку. 2008. Вип. 18.12. С. 258–264.

162. Попович В. В. Едафічні властивості ґрунтових розрізів у межах впливу териконів вугільних шахт. Техногенна безпека. Теорія, практика, інновації: зб. тез II міжнар. наук.-практ. конф. м. Львів, 12-13 травня 2011 р. Львів, 2011. С. 53–55.

163. Попович В. В. Еколого-техногенна небезпека згасаючих териконів Нововолинського гірничопромислового району. Цивільний захист України: сучасний стан, здобутки, проблеми, перспективи розвитку: всеукр. наук.-практ. конф., м. Київ, 16 травня 2018 року. Київ, 2018. С. 227–229.

164. Попович В. В. Культурфітоценози згаслих териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Вісник ЛДУБЖД: зб. наук. праць. 2014. 10. С. 184–190.

165. Попович В. В. Особливості мікроклімату териконів Нововолинського гірничопромислового району та його вплив на розвиток рослинності. Вісник ЛДУБЖД: зб. наук. праць. 2011. 5. С. 122–128.

166. Попович В. В. Про порушення гідрогеологічного режиму гірничодобувних територій унаслідок закриття шахт. Науковий вісник НЛТУ України. 2008. 18 (6). С. 87–93.

167. Попович В. В. Про самозаймання породних відвалів вугільних шахт та методи його попередження. Пожежна безпека: зб. наук. праць. 2007. 10. С. 183–186.

168. Попович В. В. Сучасний стан девастрованих ландшафтів Волині. Волинь очима молодих науковців: минуле, сучасне, майбутнє: матер. III міжнар. наук.-практ. конф. аспірантів і студентів. м. Луцьк, 13-15 травня 2009 р. Луцьк, 2009. С. 79–80.

169. Попович В. В. Терикони Нововолинського гірничопромислового району та їхній вплив на довкілля. Національний лісотехнічний університет України. 2009. 19. С. 136–140.

170. Попович В. В. Техногенні ландшафти Нововолинського гірничо-промислового району та їх вплив на довкілля. Індустріальна спадщина в культурі і ландшафті: матер. III міжнар. наук. конф., м. Кривий Ріг, 1-4 жовтня 2008 р. Кривий Ріг, 2008. С. 247–250.

171. Попович В. В. Фітогенне поле на териконах вугільних шахт: теорія формування та життєвість. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: матер. III міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 14 вересня 2018 р. Львів, 2018. С. 72.

172. Попович В. В. Фітомеліорація антропогенних ландшафтів Заходу України. Перспективи розвитку лісового та садово-паркового господарства: зб. тез доп. наук. конф., м. Умань, 12-14 вересня 2012 р. Умань, 2012. С. 144–146.

173. Попович В. В. Фітомеліорація згасаючих териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну: монографія. 2014. 174 с.

174. Попович В. В. Фітомеліорація як засіб підвищення рівня екологічної безпеки породних відвалів вугільних шахт. Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування :

матер. Четвертої міжнар. наук.-практ. конф. у 2 т., м. Трускавець, 6-10 листопада 2017 р. Київ, 2017. Т.2. С. 233–235.

175. Попович В. В. Характеристика осередків самозаймання породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового регіону. Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць. 2009. Вип. 19.12. С. 77–82.

176. Попович В. В., Босак П. В. Пожежі у природних екосистемах. Курс лекцій: навч. посіб. Львів: ЛДУБЖД, 2021. 322 с.

177. Попович В. В., Волощишин А. І. Аеротехногенне забруднення довкілля в зоні вуглевидобування. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: зб. тез доп. IV міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 26 березня 2021 р. С. 131-132.

178. Попович В. В., Волощишин А. І. Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. Матеріали I Всеукраїнської наукової конференції «Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України». м. Миколаїв. 2018. С. 86.

179. Попович В. В., Піндер В. Ф. Особливості проведення гірничотехнічного етапу рекультивациі териконів у межах Львівсько-Волинського вугільного басейну. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2016. 14. С. 93–101.

180. Почтарук І. С. Тенденції розвитку вугільної промисловості Західного регіону України. Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування. Миколаїв: НУК. 2014. 2 (452). С. 43–48.

181. Правила безпеки у вугільних шахтах НПАОП 10.0–1.01–10 Наказ Державного комітету України з промислової безпеки, охорони праці та гірничого нагляду від 22.03.2010 року № 62. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0398-10#Text>

182.Прокопов В. О. Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти. К.: Медицина. 2016. 400 с.

183.Радченко В. В., Куліш В. А., Чепіга Є. В., Сторожчук В. С. Стан породних відвалів вітчизняних вугільних шахт. Уголь України. 2013. 12. С. 44–49.

184.Саблій Л. А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: монографія. Рівне: НУВГП, 2013. 291 с.

185.Сметана О. М., Красова О. О., Долина О. О. та ін. Обґрунтування створення техногенного заказника «Першотравневий». Вісник Дніпропетровського Державного аграрно-економічного університету, 2014. 1 (33). С. 162–166.

186.Сметана С. М. Екологічна класифікація техногенних ландшафтів гірничодобувних регіонів. Екологія і природокористування. 2008. 11. С. 30–41.

187.Стратегія розвитку Волинської області на період до 2027 року. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://voladm.gov.ua/article/strategiya-rozvitku-volinskoji-oblasti-na-period-do-2027-roku/>

188.Суярко В. Г., Улицький О. А. Перспективи очищення та захоронення технологічних та шахтних вод. Донецький вісник наукового товариства ім. Шевченка. Точні науки. Техніка. Гірництво. 2010. 29. С. 83–86.

189.Терещук О. С. Вплив відвалів гірничодобувної промисловості на навколишнє середовище Нововолинського гірничопромислового району. Вісник Львівського університету. Серія Географічна. 2007. 34. С. 279–285.

190.Терещук О. С. Географічні засади оптимізації геоекологічного стану природно-господарських систем Нововолинського гірничопромислового району: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: спец. 11.00.11 «Конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів». Чернівці. 2008. 20 с.

191.Тлумачний гірничий словник / [В. С. Білецький, К. Ф. Сапіцький, Б. С. Панов та ін.], за заг. ред. В. С. Білецького. Донецьк : Новий світ, 1998. 446 с.

192.Турчаніна О. М. Пошук нових показників для оцінювання схильності вугілля до самозаймання. Наукові записки. Серія «Хімічні науки і технології». 2008. 79. С. 50–53.

193.Фурдичко О. І, Бойко А. Л. Екологічна безпека агропромислового виробництва: монографія. К.:ДІА.2013.416 с.

194.Харкевич В. В., Ніколенко П. М. Проблема охорони водних ресурсів Західного регіону України. Екологія. Право. Людина. 2013. 19 (20). С. 77–93.

195.Чеботарьов О. М. Аналітична хімія. Якісний та кількісний аналіз: методичні вказівки до лабораторних робіт. Одеський національний університет імені І. І. Мечникова. 2015. 84 с.

196.Чепіга Є. В., Можаровська А. А. Використання водних ресурсів підприємствами вугільної галузі України / Є. В. Чепіга,. Уголь Украины. 2013. 12. С. 50–52.

197.Чуб І. М. Мікробіологія і хімія води. Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова. 2019. 122 с.

198.Шевченко Л.М. Геохімічний аспект проблем природокористування у гірничопромислових ландшафтах України. Український географічний журнал: наук.-теор. журнал. 2004. 4. С. 19–23.

199.Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): дисертація на здобуття доктора технічних наук: 21.06.01 «Екологічна безпека». Харків, 2003. 356 с.

200.Штайн Б. В., Попович В. В., Карабин В. В. Моніторинг осередків горіння відвальних мас вугільних териконів на ПАТ «Львівська вугільна компанія». Звіт науково-дослідної роботи. № держреєстрації 0116U005546. Львів: ЛДУБЖД, 2016. 78 с.

201. Янишин С. Природні умови як один з основних чинників формування гідрологічного і гідрохімічного режиму річок басейну Західного Бугу. Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія: Агрономія. 2013. 17 (1). С. 93–100.

202. Яцух О. М., Снітинський В. В. Особливості територіального розподілу важких металів у зоні впливу відвалу Червоноградської шахти. Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. Ѓжицького. 2011. Т. 13, № 2(2). С. 190–195.

203. Andersen S. M. *Pseudomonas frederiksbergensis* sp. nov., isolated from soil at a coal gasification site / S. M. Andersen, K. Johnsen, J. Sorensen [et al]. // *Int. J. Syst. and Evol. Microbiol.* 2000. V.50. P. 1957–1964.

204. Anfal Arshi. Reclamation of coalmine overburden dump through environmental friendly method. *Saudi Journal of Biological Sciences.* 2017. 24. P. 371–378. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.009>.

205. Borczak S. The hydrogeological properties of the matrix of the chalk in the Lublin coal basin (southeast Poland) / S. Borczak, J. Motyka, Bosh Pulido. *Hydrol. Sci. Journ.* 1990. 5. P. 523–534.

206. Bosak P. Spontaneous combustion of coal mine dumps in the Novovolynsk mining industrial area. The second round table: «Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes». Lviv. 2019. P. 3–5.

207. Bosak P., Popovych V. Radiation-ecological monitoring of coal mines of Novovolynsk mining area. *News of the National academy of sciences of the Republic of Kazakhstan. Series of Geology and Technical Sciences.* 2019. 5. 437. P. 132–137. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.134>.

208. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Dudyn R. Environmental impact and toxicological properties of mine dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *News of the National academy of sciences of the Republic of Kazakhstan. Series of*

Geology and Technical Sciences. 2020. 2. 440. P. 48–54. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.30>.

209. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Marutyak S. Features of seasonal dynamics of hazardous constituents in wastewater from colliery spoil heaps of Novovolynsk mining area. News of the National academy of sciences of the Republic of Kazakhstan. Series of Geology and Technical Sciences. 2020. 5. 443. P. 39–46. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.102>.

210. Deane-Coe K. K. Cyanobacteria associations in temperate forest bryophytes revealed by $\delta^{15}\text{N}$ analysis. The Journal of the Torrey Botanical Society. 2016. 143. 1. P. 50–57

211. DeLuca T. H. Feathermosses, nitrogen fixation and the boreal biome. IBERS Knowledge-Based Innovations. 2011. 4. P. 27–31.

212. Elyse V. Clark, Carl E. Zipper. Vegetation influences near-surface hydrological characteristics on a surface coal mine in eastern USA. CATENA. 2016. 139. P. 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.004>.

213. Frahm J.-P. Are bryophyte extracts inhibiting or promoting seed growth? / J.- P. Frahm, S. Risse, B. van Saan-Klein. Archive for bryology. 2012. 127. P. 1–10.

214. Gazda L. Hydrogeochemical Environment in the Lublin Coal Basin in East-Central Poland / L. Gazda, Z. Krzowski. Proceedings, 4th International Mine Water Association Congress. 1991. 1. P. P. 61–63.

215. Govindaparyi H. Bryophytes: indicators and monitoring agents of pollution / H. Govindaparyi, M. Leleeka, M. Nivedita, P. L. Uniyal. Department of Botany, University of Delhi. 2010. P. 35–41.

216. Grellmann D. Plant responses to fertilization and exclusion of graz-ers on an arctic tundra heath / D. Grellmann // Oikos, 2002. 98 (2). P. 190–204.

217. Gundale M. J. The interactive effects of temperature and light on biological nitrogen fixation in boreal forests /

M. J. Gundale, M. Nilsson, S. Bansal, A. Jäderlund. *New Phytologist*. 2012. 194 (2). P. 453–463.

218. Hall K. Rock albedo and monitoring of thermal conditions in respect of weathering: some expected and some unexpected results / K. Hall, B.S. Lindgren, P. Jackson // *Earth Surface Processes and Landforms*. 2005. 30. P. 801–811.

219. Hattenschwiler S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems / S. Hattenschwiler, A.V. Tiunov, S. Scheu // *Ann. Rev. Ecol. of Evol. and System*. 2005. 36. P. 191–218.

220. Iudin D.I. Multifractality in ecological monitoring / D.I. Iudin, D.B. Gelashvily // *Nuclear instruments & methods in physics research*. 2003. Sect. A, 502. P. 799–801.

221. Johnson C. Mine soil properties of 15 abandoned mine soil sites in West Virginia / C. Johnson, J. Scousen // *Journal of Environmental Quality*. 1995. 24 (4). P. 635–643.

222. Johnson C. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in West Virginia / C. Johnson, J. Scousen // *Journal of Environmental Quality*. 1994. 23 (6). P. 1224–1230.

223. Johnston A. E. The Importance of Potassium in Soil and Plants. Fertilizer association of Ireland. Proceedings of Spring Scientific Meeting. “Balancing Nutrient Supply – Best Practice and New Technologies”. 2010. 45. P. 2–17.

224. Karabyn V., Shtain B., Popovych V. Thermal regimes of spontaneous firing coal washing waste sites. News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences. 2018. 3 (429). P. 64–74.

225. Kelepertsis A. Environmental geochemistry of soils and waters of Susaki area, Korinthos, Greece / A. Kelepertsis, D. Alexakis, I. Kita // *Environmental Geochemistry and Health*. 2001. 23. P. 117–135.

226. Kip N. Detection, isolation, and characterization of acidophilic methanotrophs from Sphagnum mosses / N. Kip, W. Ouyang, J. van Winden, A. Raghoebarsing, L. van Niftrik, A. Pol, Y.

Pan, L. Bodrossy, E. G. van Donselaar, G-J. Reichart et al. Applied and Environmental Microbiology. 2011. 77. P. 5643–5654.

227. Kirin, R.. Statutory and regulatory requirements in the process of mineral mining in Ukraine. Review and analysis. Mining of Mineral Deposits. 2019. 13 (2). P. 59–65. <https://doi.org/10.33271/mining13.02.059>

228. Kołodziej B. Podstawowe właściwości chemiczne gleby antropogenicznej na terenie po otworowej kopalni siarki / B. Kołodziej // Roczniki AR. Melior. Inż. Środ. 2005. CCCLXV, 26. P. 217–222.

229. Kuzmenko, O., Petlyovanyy, M., Heylo, A. Application of fine- grained binding materials in technology of hardening backfill construction. Progressive Technologies of Coal, Coalbed Methane and Ores Mining. 1st Edition. 2014. P. 465–469. <https://doi.org/10.1201/b17547-79>

230. Limstrom L.A. Forestation of stripmined Land in Central states / L.A. Limstrom // Agriculture. Handbook: 1960. 166 p.

231. Malanchuk, Ye., Korniienko, V., Moshynskiy, V., Soroka, V., Khrystyuk, A., & Malanchuk, Z. Regularities of hydromechanical amber extraction from sandy deposits. Mining of Mineral Deposits 2019. 13 (1). P. 49–57. <https://doi.org/10.33271/mining13.01.049>

232. Malanchuk, Z., Korniienko, V., Malanchuk, Ye., Soroka, V., & Vasylichuk, O. Modeling the formation of high metal concentration zones in man-made deposits. Mining of Mineral Deposits. 2018. 12 (2). P. 76–84. <https://doi.org/10.15407/mining12.02.076>

233. Marska B. Wpływ biohumusu na mikroflorę wierzchniej warstwy hatdy fosfogipsu / B. Marska, B. Gdula, K. Malinowska. Folia Univ. agr. Stetin. Agr. 1999. 78. P. 161–165.

234. Meshcheryakov L.I. , Shirin A.L. Reclamation Technology of Land Destroyed by Mining and Logistics Monitoring Criteria. Procedia Earth and Planetary Science. 2011. 3. P. 62–65. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.08.077>.

235. Mianovski A. Thermokinetic analysis of the decomposition of Ukrainian coals from the Donetsk Basin / A. Mianovski, L. Butuzova, T. Radko, O. Turchanina // *Bulletin of Geosciences*. 2005. 80 (1). P. 39–43.

236. Michalczyk Z. Anthropogenic changes in water conditions in the Lublin Area / Z. Michalczyk, M – J. Los. *Geographia Polonica*. 1997. 68. P. 81–97.

237. Michalczyk Z. The hydrological consequences of human impact in the Lublin Region / Z. Michalczyk, K. Mięsiak-Wojcik, J. Sposob, M. Turczynski. *Annales UMCS, Geographia, Geologia, Mineralogia et Petrographia*. 2012. (1). P. 63–78.

238. Monteleone A., Skousen J., McDonald L., Schuler J., Pomp J., French M., Williams R. Evaluation of small tree and shrub plantings on reclaimed surface mines in West Virginia. *J. of Amer. Soc. of Mining and Reclamation*. 2017. 6, 1. P. 34–61.

239. Petlovanyi M. V., Zubko S. A., Popovych V. V., Sai K.S. Physicochemical mechanism of structure formation and strengthening in the backfill massif when filling underground cavities. *Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii*. 2020. 6. P. 142–150. DOI : <https://doi.org/0.32434/0321-4095-2020-133-6-142-150>

240. Petlovanyi M., Medianyuk V., Sai, K., Malashkevych D., Popovych V. Geomechanical substantiation of the parameters for coal auger mining in the protecting pillars of mine workings during thin seams development. *ARPJ Journal of Engineering and Applied Sciences*. 2021. 16(15). P. 1572–1582.

241. Petlovanyi, M., Kuzmenko, O., Lozynskyi, V., Popovych, V., Sai, K., & Saik, P. (2019). Review of man-made mineral formations accumulation and prospects of their developing in mining industrial regions in Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 13 (1). P. 24–38. DOI: 10.33271/mining13.01.024.

242. Petlovanyi, M., Lozynskyi, V., Zubko, S., Saik, P., & Sai, K. The influence of geology and ore deposit occurrence conditions on dilution indicators of extracted reserves. *Rudarsko Geolosko Naftni Zbornik*. 2019. 34 1. P. 83–91. doi.org/10.17794/rgn.2019.1.8

243. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., Voloshchyshyn A., Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. 1. P. 53–58.

244. Popovych V. V. Phytomeliorative recovery in reduction of multi-element anomalies influence of devastated landscapes. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University*. 2016. 6 (1). P. 94–114. DOI: <http://dx.doi.org/10.15421/201606>

245. Popovych V. V., Henyk Ya. V., Voloshchyshyn A. I., Sysa L. V. Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2019. 5. P. 122–129. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19>.

246. Popovych V. V., Voloshchyshyn A. I. The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotchnology in Mining : Proceedings of the International Conference, Dnipro, april 25-27, 2018. Dnipro, 2018*. P. 86.

247. Popovych V., Bosak P., Petlovanyi M., Telak O., Karabyn, V., Pinder V. Environmental safety of phytogenic fields formation on coal mines tailings. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2021. 2(446). P. 129–136. DOI: <https://doi.org/10.32014/2021.2518-170X.44>.

248. Popovych V., Petlovanyi M., Henyk Y., Popovych N., Bosak P. Efficiency of Vegetative Reclamation of Coal Spoil Heaps. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. 23(1). P. 172–177 <https://doi.org/10.12912/27197050/143137>.

249. Popovych V., Stepova K., Voloshchyshyn V., Bosak P. Physico-Chemical Properties of Soils in Lviv Volyn Coal Basin Area. *E3S Web Conference. IVth International Innovative Mining Symposium*. 105, 02002. 2019. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910502002>.

250. Popovych V., Voloshchyshyn A. Environmental impact of devastated landscapes of volhynian upland and male polisy (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. 75(3). P. 33–45. DOI: doi.org/10.5755/j01.arem.75.3.23323

251. Popovych V., Voloshchyshyn A., Bosak P., Popovych N. Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *International Conference on Environmental Sustainability in Natural Resources Management, ISCES*. 2021. 174594. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001>.

252. Popovych V., Voloshchyshyn A., Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conferences*. 2019. 123, 01035. DOI: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035>.

253. Popovych V.V., Stepova K. V. Phase dynamics of phytocoenosis on the damped waste heaps of Novovolyn mining area. *Applied Biotchnology in Mining : Proceedings of the International Conference, Dnipro, april 25-27, 2018*. Dnipro, 2018. P. 31.

254. Popovych V.V., Stepova K. V. Vegetative reclamation of damped coal waste heaps in Novovolyn mining area. *Applied Biotchnology in Mining : Proceedings of the International Conference, Dnipro, april 25-27, 2018*. Dnipro, 2018. P. 43.

255. Popovych, V., Kuzmenko, O., Voloshchyshyn, A., Petlovanyi, M. Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conferences*. 2018. 60. 00010. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010>.

256. Popovych, V., Voloshchyshyn, A. Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2019. 4(436). P. 230–237. DOI: <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118>.

257. Porada P. Estimating global carbon uptake by lichens and bryophytes with a process-based model / P. Porada,

B. Weber, W. Elbert, U. Puschl, A. Kleidon. *Biogeosciences*. 2013. 10 (11). P. 6989–7033.

258. Ranjan, V., Sen, P., Kumar, D. et al. Enhancement of mechanical stability of waste dump slope through establishing vegetation in a surface iron ore mine. *Environ Earth Sci*. 76, 35. 2017. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6350-6>.

259. Rousk K., Jones D. L., DeLuca T. H. Moss-cyanobacteria associations as biogenic sources of nitrogen in boreal forest ecosystems. *Front Microbiol*. 2013. 4. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00150>

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

261. Skyba T., Popovych V., Dominik A., Rudenko D., Bosak P. Dose rate of the landfills of north-west Podillya (Ukraine). *GeoConference SGEM 2020. Ecology and Environmental Protection*. 20. 5,1. P. 259–266. doi.org/10.5593/sgem2020/5.1/s20.033.

262. Song, Y., Shu, W., Wang, A. et al. Characters of soil algae during primary succession on copper mine dumps / *J. Soils Sediments* 2014.14. P. 577–583. doi.org/10.1007/s11368-013-0815-y.

263. Uncontrolled coal fires and their environmental impacts: Investigating two arid mining regions in north-central China. [Claudia Kuenzer, Jianzhong Zhang, Anke Tetzlaff, Paul van Dijk, Stefan Voigt, Harald Mehl, Wolfgang Wagner] / *Applied Geography*. 2007. 27, 1. P. 42–62.

264. Voloshchyshyn A., Popovych V. Impact of coal-mining waste burning on the environment. Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table, Lviv, March 29, 2019. P. 37–39.

265. Xiaoyang Liu, Wei Zhou, Zhongke Bai. Vegetation coverage change and stability in large open-pit coal mine dumps in China during 1990–2015. *Ecological Engineering*. 2016. 95.P. 447–451. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.051>.

ДОДАТКИ

Додаток А. Протоколи досліджень стічних вод з териконів вугільних шахт

Львівський державний університет безпеки життєдіяльності

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД
вих. № _____ від _____

Протокол № 63 від «10» 09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р.

Шифр проби Вгр-13/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 1

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД _____ акт відбору № 68 від 31.08 2018р.;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,3	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	402	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20°C	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	4,7	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	272	

7.	Мінеральний залишок(800°C)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	249	
8.	Вміст органічних речовин(800°C)	розрахунок	% мас.	8,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	0,8	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	0,6	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	36,6	183
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	2,5	12,7
13.	Сульфати(SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	119,5	598
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	0,2	1,2
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	3,7	18,4
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,0	0,0
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	12,4	62,2
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	2,2	11,0
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	0,1	0,6
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	3,7	18,5
21.	Сума натрій (Na ⁺)+калій(K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	68,6	343
	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	12,3	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		0,0

**Львівський державний університет
безпеки життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 64 від «10»09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р.

Шифр проби Вгр-14/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 2

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору № 69 від 31.08 2018р.;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні, мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	81,3	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	408	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	4,8	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	1971	

7.	Мінеральний залишок (800 °С)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	1749	
8.	Вміст органічних речовин (800 °С)	розрахунок	% мас.	11,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	19,8	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	1,2	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	73,2	367
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	145	729
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	861	4321
14.	Нітрити (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	12,3	61,7
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	26,8	134
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,1	0,6
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	246	1237
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	91,2	458
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	0,3	1,3
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	12,4	62,2
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	106,4	534
	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	25,4	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		20,8

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)

Л.В. Сиса
(ін. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 65 від «10»09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р

Шифр проби Вгр-15/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 3

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору № 70 від 31.08 2018р.;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	79,6	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	403	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	7,3	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	677	

7.	Мінеральний залишок(800°C)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	649	
8.	Вміст органічних речовин(800°C)	розрахунок	% мас.	4,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	8,5	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	3,8	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	232	1174
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	34,9	177
13.	Сульфати(SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	189	955
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	7,2	36,5
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	59,0	299
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ081/12-0005-1	мг/дм ³	0,0	0,0
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	144	731
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	15,8	80,0
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	0,0	0,0
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	1,9	9,6
21.	Сума натрій (Na ⁺)+калій(K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	37,8	191
	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	17,2	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		12,9

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 66 від «10»09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р.

Шифр проби Вгр-16/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 4

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД _____; акт відбору № 71 від 31.08 2018р.;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,1	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	409	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20°C	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	7,8	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	690	

7.	Мінеральний залишок (800°C)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	636	
8.	Вміст органічних речовин (800°C)	розрахунок	% мас.	8,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	6,2	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	3,6	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	220	1112
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	53,2	269
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	210	1064
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	3,6	18,2
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	25,8	131
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ081/12-0005-1	мг/дм ³	0,0	0,0
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	92,2	467
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	19,5	98,5
19.	Залізо загальне (Fe _{зар})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	18,0	91,1
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	5,7	28,9
21.	Сума натрій (Na ⁺)+калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	77,2	391
	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	23,9	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		18,6

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)

Л.В. Сиса
(ін. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 67 від «10»09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р.

Шифр проби Вгр-17/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 5

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору №72 від 31.08 2018р.;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,6	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	412	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	7,7	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	1520	

7.	Мінеральний залишок(800°C)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	1480	
8.	Вміст органічних речовин (800°C)	розрахунок	% мас.	3,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	18,3	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	4,8	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	293	1482
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	77,0	390
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	597	3025
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	19,5	98,7
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	152,3	771,1
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,6	3,2
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	206	1045
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	97,3	492
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	1,3	6,6
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	2,8	14,2
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	118	595

	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	42,3	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		81,3

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)

Л.В. Сиса
(ім. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 68 від «10»09 2018р.

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р

Шифр проби Вгр-18/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 6

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД --- ; акт відбору № 73 від 31.08 2018р;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,3	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	409	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	7,9	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	1470	

7.	Мінеральний залишок (800 °С)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	1380	
8.	Вміст органічних речовин (800 °С)	розрахунок	% мас.	6,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	17,3	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	6,6	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	403	2051
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	94,5	481
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	408	2078
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	23,5	120
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	125	638
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,3	1,6
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	174	888
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	105	533
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	2,4	12,2
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	9,6	48,9
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	72,5	369

	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	36,1	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		45,9

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)Л.В. Сиса
(ім. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 69 від «10»09 2018р

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р

Шифр проби Вгр-19/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 7

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору №74 від 31.08 2018р;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,7	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	412	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	6,6	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	770	

7.	Мінеральний залишок (800 °С)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	750	
8.	Вміст органічних речовин (800 °С)	розрахунок	% мас.	3,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	9,3	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	2,9	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	177	903
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	54,8	280
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	243	1241
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	18,6	95,0
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	88,2	450
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,3	1,6
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	122	624
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	38,9	199
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	0,1	0,6
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	2,4	12,3
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	59,1	302

	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	21,3	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		0,0

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

_____ (підпис)

Л.В. Сиса
(ім. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 70 від «10»09 2018р

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р

Шифр проби Вгр-20/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 8

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору № 75 від 31.08 2018р;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні, мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	79,8	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	401	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	8,0	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	

6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	1353	
7.	Мінеральний залишок(800 °С)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	1265	
8.	Вміст органічних речовин (800 °С)	розрахунок	% мас.	7,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	18,6	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	6,2	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	378	1901
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	134	674
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	408	2050
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	53,2	267
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	102	510
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	2,0	9,8
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	206	1037
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	101	507
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	1,7	8,7
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	6,8	34,2
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	70,1	352

	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	36,1	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		12,4

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)Л.В. Сиса
(ін. та прізвище)

**Львівський державний університет безпеки
життєдіяльності**

Науково-дослідна лабораторія екологічної безпеки
79007, м. Львів, вул. Клепарівська, 35; тел. 067-185-16-23
Свідоцтво про атестацію № РЛ 127/17 від 14.11. 2017 р.

НДЛ-екобезпеки-ЛДУ-БЖД

вих. № _____ від _____

Протокол № 71 від «10»09 2018 р

вимірювань складу водної витяжки з ґрунту

Дата відбору: «30»08 2018р

Шифр проби Вгр-21/18

Об'єкт дослідження: ґрунт біля териконів м. Нововолинська; т. 9

Місце відбору проби: доставлено замовником

за НД ---; акт відбору № 76 від 31.08 2018р;

Використані ЗВТ: електрофотоколориметр, ваги аналітичні,
мірний посуд

№ з/п	Назва показника	Шифр методики	Одиниця виміру	Результат	Пере-рахунок, мг/кг
Вихідні дані:					
1.	Наважка ґрунту	ГОСТ 26423-85	г	80,6	
2.	Об'єм витяжки	ГОСТ 26423-85	мл	407	
Результати аналізу:					
3.	Запах при 20 °С	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	бали	0,0	
4.	Водневий показник (рН)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	од. рН	6,4	
5.	Редокс-потенціал (Еh)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мВ	не визн.	
6.	Сухий залишок (90 °С)	КНД 211.1.4.042-95	мг/дм ³	403	

7.	Мінеральний залишок(800 °С)	ГОСТ 26423-85	мг/дм ³	375	
8.	Вміст органічних речовин (800 °С)	розрахунок	% мас.	7,0	
9.	Жорсткість загальна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	5,4	
10.	Жорсткість карбонатна	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг-екв/дм ³	1,1	
11.	Гідрокарбонати (НСО ₃ ⁻)	РД 52.24.24-86	мг/дм ³	67,1	339
12.	Хлориди (Сl ⁻)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	64,3	325
13.	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	КНД 211.1.4.026-95	мг/дм ³	129	653
14.	Нітриди (NO ₂ ⁻)	КНД 211.1.4.023-95	мг/дм ³	10,2	51,5
15.	Нітрати (NO ₃ ⁻)	КНД 211.1.4.027-95	мг/дм ³	26,8	135
16.	Фосфати (PO ₄ ³⁻)	МВВ 081/12-0005-1	мг/дм ³	0,0	0,0
17.	Кальцій (Ca ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	62,1	314
18.	Магній (Mg ²⁺)	СЭВ, 1987. Ч.2. Т.1.	мг/дм ³	28,0	141
19.	Залізо загальне (Fe _{заг})	КНД 211.1.4.034-95	мг/дм ³	0,0	0,0
20.	Амоній сольовий (NH ₄ ⁺)	КНД 211.1.4.030-95	мг/дм ³	1,3	6,6
21.	Сума натрій (Na ⁺) + калій (K ⁺)	розрахунок	мг/дм ³	24,5	124

	Специфічні показники:				
22.	Хімічне споживання кисню (ХСК)	Ю.Ю. Лурье, 1989	мгО/дм ³	12,8	
23.	Нафтопродукти	Ю.Ю. Лурье, 1989	мг/кг		0,0

М.П. Зав. лабораторії, к. х. н., доц.

(підпис)

Л.В. Сиса
(ім. та прізвище)

Додаток Б. Протоколи лабораторних досліджень на важкі метали ґрунту та температури самозаймання і займання рослинного покриву териконів Нововолинського ГПР



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

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



ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 16/3 від 31.03.2020 р.

1. **Об'єкт випробувань:** зразки рослинного матеріалу під шифром (№1-№16).
2. **Показники, що випробуються:** вміст елементів: свинцю, кадмію, міді, цинку, нікелю, кобальту.
3. **Замовник:** Босак Павло.
4. **Дата одержання зразків для випробувань:** 20.02.2020 р.
5. **Термін проведення випробувань:** з 20.02.2020 р. по 31.03.2020 р.
6. **Супровідні документи:** заява на проведення випробувань.
7. **Умови довкілля під час проведення випробувань:**
 - температура повітря: 19 °С-21 °С
 - вологість повітря: 57 %-64 %
8. **Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:**
 - ваги електронні спеціального призначення Ріонсер РА 214С (свідоцтво про калібрування № 363/Т від 13.11.2019 р.)
 - спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (свідоцтво про калібрування № UA/37/191114/001805 від 12.11.2019 р.)
 - електропіч лабораторна типу SNOL (свідоцтво про калібрування № 368/Т від 14.11.2019 р.)
9. **Хід роботи:**
 - 9.1 Мінералізація проб проведена згідно з ДСТУ ГОСТ 7670:2017 «сухим способом». Наважку зразка масою (3,0-10,0 грам) поміщали у порцелянові тиглі. Проводили обуглювання на електроплитці до припинення виділення диму. Золю поміщали у електропіч лабораторну при t (250±25)°С з наступним підняттям температури до (450±25) °С (підвищують t на 50°С через кожні 30 хвилин. Чашу з золою охолоджують до кімнатної температури та змочують вміст мінімальною кількістю розчину азотної кислоти (1:1). Випаровували досуха, витримували у сушильній шафі за t (140±5) °С. Поміщали у муфель, поступово підвищуючи температуру до (300±25)°С, витримували 0,5 години. Мінералізацію вважали закінченою, коли зола стане білого або злегка забарвленого кольору без обуглених часток. Сухий залишок розчиняли у 0,1 М хлористоводневій кислоті до об'єму 30 см³.
 - 9.2 Вимірювання вмісту кадмію, свинцю, міді, цинку проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії згідно з ГОСТ 30178, кобальту та нікелю - згідно з «Руководство по методам аналізу і безпеки продуктів». М. Медицина, 1998, ст. 188-195.

Суть методу полягає у розпиленні розчину мінералізату досліджуваної проби у повітряно-ацетиленовому полум'ї. Метали, що знаходяться у розчині мінералізату, попадаючи у полум'я, переходять у атомний стан. Величина абсорбції світла з довжиною

хвилі, що відповідає резонансній лінії, пропорційна значенню концентрації металу у пробі, що досліджується.

10. Результати випробувань:

Таблиця – вміст елементів у зразках рослинного матеріалу*:

Назва зразка	Виміряна величина, мг/кг					
	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Co
1	2	3	4	5	6	7
Береза (гілка)	0,76	0,42	3,56	7,44	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Береза (стовбур)	0,75	1,02	3,24	8,22	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Береза (кора)	0,41	1,05	1,98	8,19	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Береза (коріння)	0,50	2,00	3,1	8,58	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Сосна (гілка)	0,72	1,05	1,50	5,90	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Сосна (листя)	0,65	не виявлено (<0,10)	1,82	6,63	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Сосна (кора)	1,82	не виявлено (<0,10)	4,22	14,50	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Сосна (стовбур)	0,60	не виявлено (<0,10)	2,36	5,65	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Сосна (коріння)	1,00	не виявлено (<0,10)	1,25	5,11	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Верба (гілка)	2,72	0,12	6,78	7,82	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Верба (кора)	5,25	0,71	4,10	11,97	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Верба (стовбур)	2,68	не виявлено (<0,10)	4,73	8,69	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Верба (коріння)	2,75	не виявлено (<0,10)	2,80	11,05	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Дуб (гілка)	0,45	не виявлено (<0,10)	0,12	5,78	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Дуб (листя)	0,22	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)
Дуб (кора)	0,22	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,10)	не виявлено (<0,30)	не виявлено (<0,30)

Примітка. Невизначеність для всіх методів вимірювання становить 18 %

Відповідальні виконавці: с.н.с., к.мед.н.

с.н.с., к.б.н.

н.с.

Колінковський О.М.

Альохіна Т.А.

Шевчук Л.П.



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

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



Протокол випробувань № 1265/1 від 23.10.2020 р.

1. Об'єкти випробувань: вода, шифр 1.
2. Замовник: ЛДУ безпеки життєдіяльності, Україна, м. Львів, вул. Клепарівська 35.
3. Дата одержання зразків для випробувань: 19.10.2020 р.
4. Термін проведення випробувань: з 19.10.2020 р. по 23.10.2020 р.
5. Умови довкілля під час проведення випробувань:
 - температура повітря: + 19°C -+20°C
 - вологість повітря – 68 %-74%
6. Засоби виміральної техніки при проведенні випробувань:
 - ваги електронні спеціального призначення Pioneer PA 214C (свідоцтво про калібрування № 363/Г від 13.11.2019 р..)
 - спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (свідоцтво про калібрування № UA/37/191114/001805 від 12.11.2019 р.)
 - аналізатор вольтамперометричний АВА-3 (свідоцтво про калібрування UA/36/191114/004509 від 14.11.2019 р.)
7. Результати випробувань:

Назви показників, одиниці виміру	Виміряні величини	Похибка вимірювання	Метод визначення
Кадмій, мг/дм ³	<0,001	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Свинець, мг/дм ³	<0,001	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Кобальт, мг/дм ³	0,006	δ=±18 %	ISO 8288
Мідь, мг/дм ³	0,006	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Нікель, мг/дм ³	0,012	δ=±18 %	ISO 8288
Цинк, мг/дм ³	0,018	δ=±18 %	ISO 8288

Відповідальні виконавці: н.с.
н.с.
с.н.с.

Климович О.І.
Шевчук Л.П.
Альохіна Т.А.

«23» жовтня 2020 р.

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01 (версія 01)	Дата введення: 01.03.19 р.
	Протокол випробувань № 1265/1	1/1



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

Свідцтво № РЛ 086/17 від 26.06.2017 р. про відповідність системі керування вимірюваннями вимогам ДСТУ ISO 10012:2005

ЗАТВЕРДЖЕНО
Завідуючий лабораторією
ст. б. м. р. О. Н. Зазуляк Т.С.

«23» жовтня 2020 р.

Протокол випробувань № 1266/1 від 23.10.2020 р.

- Об'єкти випробувань: вода, шифр 2.
- Замовник: ЛДУ безпеки життєдіяльності, Україна, м. Львів, вул. Клепарівська 35.
- Дата одержання зразків для випробувань: 19.10.2020 р.
- Термін проведення випробувань: з 19.10.2020 р. по 23.10.2020 р.
- Умови довкілля під час проведення випробувань:
 - температура повітря: +19°C +20°C
 - вологість повітря – 68 %-74%
- Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:
 - ваги електронні спеціального призначення Pioneer PA 214C (свідцтво про калібрування № 363/T від 13.11.2019 р.)
 - спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (свідцтво про калібрування № UA/37/191114/001805 від 12.11.2019 р.)
 - аналізатор вольтамперометричний АВА-3 (свідцтво про калібрування UA/36/191114/004509 від 14.11.2019 р.)
- Результати випробувань:

Назви показників, одиниці виміру	Вимірні величини	Похибка вимірювання	Метод визначення
Кадмій, мг/дм ³	<0,001	δ=± 18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Свинець, мг/дм ³	<0,001	δ=± 18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Кобальт, мг/дм ³	0,117	δ=± 18 %	ISO 8288
Мідь, мг/дм ³	0,028	δ=± 18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Нікель, мг/дм ³	0,15	δ=± 18 %	ISO 8288
Цинк, мг/дм ³	0,018	δ=± 18 %	ISO 8288

Відповідальні виконавці: н.с.
н.с.
с.н.с.

Климівич О.І.
Шевчук Л.П.
Альохіна Т.А.

«23» жовтня 2020 р.

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01 (версія 01)	Дата введення: 01.03.19 р.
	Протокол випробувань № 1266/1	1/1



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

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



Протокол випробувань № 1267/1 від 23.10.2020 р.

1. Об'єкти випробувань: вода, шифр 3.
2. Замовник: ЛДУ безпеки життєдіяльності, Україна, м. Львів, вул. Клепарівська 35.
3. Дата одержання зразків для випробувань: 19.10.2020 р.
4. Термін проведення випробувань: з 19.10.2020 р. по 23.10.2020 р.
5. Умови довкілля під час проведення випробувань:
 - температура повітря: +19°C -+20°C
 - вологість повітря – 68 %-74%
6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:
 - ваги електронні спеціального призначення Pioneer PA 214C (свідоцтво про калібрування № 363/T від 13.11.2019 р.)
 - спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (свідоцтво про калібрування № UA/37/191114/001805 від 12.11.2019 р.)
 - аналізатор вольтамперометричний АВА-3 (свідоцтво про калібрування UA/36/191114/004509 від 14.11.2019 р.)
7. Результати випробувань:

Назви показників, одиниці виміру	Виміряні величини	Похибка вимірювання	Метод визначення
Кадмій, мг/дм ³	<0,001	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Свинець, мг/дм ³	<0,001	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Кобальт, мг/дм ³	0,168	δ=±18 %	ISO 8288
Мідь, мг/дм ³	0,032	δ=±18 %	МВВ № 081/12-4631-00
Нікель, мг/дм ³	0,17	δ=±18 %	ISO 8288
Цинк, мг/дм ³	0,018	δ=±18 %	ISO 8288

Відповідальні виконавці: н.с.
н.с.
с.н.с.

О.І. Климівич
Л.П. Шевчук
Т.А. Альохіна

«23» жовтня 2020 р.

ВЛ ЛІНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01 (версія 01)	Дата введення: 01.03.19 р.
	Протокол випробувань № 1266/1	1/1

**ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ
ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ
НАУКОВО-ДОСЛІДНА ЛАБОРАТОРІЯ ПОЖЕЖНОЇ БЕЗПЕКИ**

Свідоцтво про атестацію № РЛ 125/15 від 02 листопада 2015 р.
Ліцензія ДДПБ МНС України серія АГ № 506341 від 11.02.2011 р.

ПРОТОКОЛ № 37/8/200929
ВИЗНАЧЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ ЗАЙМАННЯ ТА ТЕМПЕРАТУРИ
САМОЗАЙМАННЯ ТВЕРДИХ РЕЧОВИН І МАТЕРІАЛІВ
ЗГІДНО ДСТУ 8829:2019

Львів-2020

ПРОТОКОЛІ № 37/8/200929

1. ВИЗНАЧЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ ЗАЙМАННЯ ТВЕРДИХ
РЕЧОВИН І МАТЕРІАЛІВ ЗА ДСТУ 8829:2019

Дата проведення випробування:	29.09.2020 р.	Умови в приміщенні:	
		температура, °С	19
		атм. тиск, кПа	97.2
		відносна вологість, %	60

МІСЦЕ ПРОВЕДЕННЯ ВИПРОБУВАНЬ: Теплофізична лабораторія науково-дослідної лабораторії пожежної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності.

Адреса: м. Львів, вул. Клепарівська, 35.

ОБ'ЄКТ ВИПРОБУВАНЬ: Зразки матеріалу: листя та деревина: берези, дуба, верби козячої з терикону шахти Нововолинського гірничопромислового району (Волинська область м. Нововолинськ).

Зразки відібрані та надані Замовником випробувань 24.08.2020 р.

ЗРАЗКИ ДЛЯ ВИПРОБУВАНЬ:

Випробуванням піддавалися зразки матеріалу листя та деревини: берези, дуба, верби козячої - у вигляді крихти, масою $3,0 \pm 0,1$ г.

МЕТОДИКА ВИПРОБУВАНЬ: за ДСТУ 8829:2019 «Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методи їх визначення. Класифікація»

7.8. Метод експериментального визначення температури займання твердих речовин і матеріалів.

Метод реалізується в діапазоні температур від 25 °С до 600 °С і незастосовний для випробування металевих порошоків.

Для випробування готують 10-15 зразків досліджуваної речовини (матеріалу) масою ($3,0 \pm 0,1$) гр. Зразки матеріалів повинні мати циліндричну форму діаметром (45 ± 1) мм. Плівкові і листові матеріали набирають у стопку діаметром (45 ± 1) мм, накладаючи шари один на одного до досягнення зазначеної маси.

Перед випробуванням зразки кондиціонують при відносній вологості 50%, температурі 23 °С на протязі 4 годин, згідно вимог ДСТУ EN ISO 291:2017 «Пластмаси. Стандартні атмосферні умови для кондиціонування й випробувань».

Якщо при температурі випробування зразок займається, то

випробовування припиняють. Якщо протягом 20 хв. зразок не займається, або раніше цього часу цілком припиниться димовидалення, то випробування припиняють і в протоколі відзначають відмовлення.

За температуру займання приймають покази термоелектричного перетворювача, що вимірює температуру зразка. Методом послідовних наближень визначають мінімальну температуру зразка, при якій за час витримки в печі не більше 20 хв. зразок займається і буде горіти більше 5 с після віддалення палика, а при температурі на 10 °С менше займання відсутнє.

За температуру займання досліджуваної речовини (матеріалу) приймають середнє арифметичне двох температур, що відрізняються не більше ніж на 10 °С, при одній з яких спостерігається займання 3 зразків, а при іншій - три відмовлення. Отримане значення температури округляють з точністю до 5 °С.

ХАРАКТЕРИСТИКА ВИМІРЮВАЛЬНИХ ПРИЛАДІВ:

Таблиця 1

№ п/п	Найменування приладу чи пристрою	Заводський номер	Границя вимірювання	Клас точності або похибка вимірювання	Дата наступної повірки
1	Установка ОТП	б/н	Від 20 до 600 °С	-	11.2020 р.
2	Секундомір СОП	8625	Від 0 до 3600 с	Клас точн. 2	11.2020 р.
3	Термопара ТХА	15	Від 0 до 1200 °С	Клас точн. 0,8	11.2020 р.
4	Регулятор-вимірювач РТ 0102	10.385	Від мінус 50 до 1200 °С	±2 °С	11.2020 р.
5	Ваги ВТУ 210/ С3	1826	Від 0 до 210 г	Клас точн. 3	11.2020 р.

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДАНІ:

Таблиця 2

№ зразка	Температура випробування, °С			Результат випробування
	Береза (листя/деревина)	Дуб (листя/деревина)	Козяча верба (листя/деревина)	
1	250/255	265/270	275/275	відмова
2	250/255	265/270	275/275	відмова
3	250/255	265/270	275/275	відмова
4	260/265	275/280	285/285	займання
5	260/265	275/280	285/285	займання
6	260/265	275/280	285/285	займання

ВИСНОВОК: Згідно з 7.8 ДСТУ 8829:2019 температура займання матеріалу зразків листя/деревина складає: берези – 255/260 °С, дуба – 270/275 °С, козячої верби – 280/280 °С.

ВИСНОВОК: Згідно з п. 7.10 ДСТУ 8829:2019 температура самозаймання матеріалу зразків листя/деревина складає: берези – 470/465 °С, дуба – 475/475 °С, козячої верби – 465/468 °С.

Завідувач
НДЛ ПБ ЛДУ БЖД

Головний науковий співробітник
ВОНДД ЛДУ БЖД, к.т.н.

Викладач кафедри
екологічної безпеки ЛДУ БЖД



Віталій ПЕТРОВСЬКИЙ

Юрій РУДИК

Павло БОСАК

**ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ
НАУКОВО-ДОСЛІДНА ЛАБОРАТОРІЯ ПОЖЕЖНОЇ БЕЗПЕКИ**

Свідоцтво про атестацію № РЛ 125/15 від 02 листопада 2015 р.
Ліцензія ДДПБ МНС України серія АГ № 506341 від 11.02.2011 р.

ПРОТОКОЛ № 29/8/200519
ВИЗНАЧЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ ЗАЙМАННЯ ТА ТЕМПЕРАТУРИ
САМОЗАЙМАННЯ ТВЕРДИХ РЕЧОВИН ТА МАТЕРІАЛІВ
ЗГІДНО ДСТУ 8829:2019

Львів - 2020

ПРОТОКОЛ № 29/8/200519

1. ВИЗНАЧЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ ЗАЙМАННЯ
ТВЕРДИХ РЕЧОВИН ТА МАТЕРІАЛІВ ЗГІДНО З 7.8ДСТУ 8829:2019**Дата проведення**

випробування: 19.05.2020 р.

Умови в приміщенні:

температура, °С 19

атм.тиск, кПа 97.5

МІСЦЕ ПРОВЕДЕННЯ ВИПРОБУВАНЬ: Теплотехнічна лабораторія науково-дослідної лабораторії пожежної безпеки ЛДУ БЖД.

Адреса: м. Львів, вул. Клепарівська, 35.

ОБ'ЄКТ ВИПРОБУВАНЬ:

Зразок хвої сосни з терикону шахти Нововолинського гірничопромислового району (Волинська область м. Нововолинськ).

Зразок відібраний та наданий Замовником 15.05.2020 р.

МЕТОДИКА ВИПРОБУВАНЬ: за ДСТУ 8829:2019 Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методи їх визначення. Класифікація. п.7.8.

Метод експериментального визначення температури займання твердих речовин і матеріалів.

Для випробування готують 10-15 зразків досліджуваної речовини (матеріалу) масою $(3,0 \pm 0,1)$ гр. Зразки матеріалів повинні мати циліндричну форму діаметром (45 ± 1) мм. Плівкові і листові матеріали набирають у стопку діаметром (45 ± 1) мм, накладаючи шари один на одного до досягнення зазначеної маси.

Якщо при температурі випробування зразок займається, то випробування припиняють. Якщо протягом 20 хв. зразок не займається, або раніше цього часу цілком припиниться димовидалення, то випробування припиняють і в протоколі відзначають відмовлення.

За температуру займання приймають покази термоелектричного перетворювача, що вимірює температуру зразка. Методом послідовних наближень визначають мінімальну температуру зразка, при якій за час витримки в печі не більше 20 хв. зразок займається і буде горіти більше 5 с після віддалення пальника, а при температурі на $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ менше займання відсутнє.За температуру займання досліджуваної речовини (матеріалу) приймають середнє арифметичне двох температур, що відрізняються не більше ніж на $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, при одній з яких спостерігається займання 3 зразків, а при іншій – три відмовлення. Отримане значення температури округляють з точністю до $5\text{ }^{\circ}\text{C}$.

ХАРАКТЕРИСТИКА ВИМІРЮВАЛЬНИХ ПРИЛАДІВ:

Таблиця 1

№ п/п	Найменування приладу чи пристрою	Заводський номер	Границя вимірювання	Клас точності або похибка вимірювання
1	Установка ОТП	0614	Від 20 до 600 °С	-
2	Регулятор вимірювач РТ 0102	10.354	Від 0 до 1200 °С	± 2 °С
3	Термопара ТХА	6	Від 0 до 1200 °С	
4	Секундомір СОП	8625	Від 0 до 3600 с	Клас точн. 2
5	Ваги ВТУ 210/ С3	1826	Від 0 до 210 г	Клас точн. 3

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДАНІ:

Таблиця 2

№ зразка	Температура випробування, °С	Результат випробування
1	220	відмова
2	220	відмова
3	220	відмова
4	230	займання
5	230	займання
6	230	займання

ВИСНОВОК:

Згідно з п. 7.8 ДСТУ 8829:2019 температура займання взірця сосни звичайної (Pinussylvestris) складає 225°С.

**2. ВИЗНАЧЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ САМОЗАЙМАННЯ
ТВЕРДИХ РЕЧОВИН ТА МАТЕРІАЛІВ ЗГІДНО З 7.10 ДСТУ 8829:2019**

Дата проведення

випробування: 19.05.2020 р.

Умови в приміщенні:

температура, °С 19
атм. тиск, кПа 97.5

МІСЦЕ ПРОВЕДЕННЯ ВИПРОБУВАНЬ: Теплотехнічна лабораторія науково-дослідної лабораторії пожежної безпеки ЛДУ БЖД.

Адреса: м. Львів, вул. Клепарівська, 35.

МЕТОДИКА ВИПРОБУВАНЬ: по ДСТУ 8829:2019 “Пожежовибухонебезпечність речовин і матеріалів. Номенклатура показників і методів визначення. Класифікація”, п. 7.10.

Метод експериментального визначення температури самозаймання твердих речовин і матеріалів.

Метод реалізується в діапазоні температур від 25°С до 600 °С.

Для випробування готують 10-15 зразків досліджуваної речовини (матеріалу) масою $(3,0 \pm 0,1)$ гр. Зразки матеріалів повинні мати циліндричну форму діаметром (45 ± 1) мм. Плівкові і листові матеріали набирають у стопку діаметром (45 ± 1) мм, накладаючи шари один на одного до досягнення зазначеної маси.

Методом послідовних наближень визначають мінімальну температуру робочої камери, при якій взірець самозаймається і горить більше 5 с, а при температурі на 10°C менше – спостерігається відмова.

За температуру самозаймання досліджуваної речовини (матеріалу) приймають середнє арифметичне двох температур, що відрізняються не більше ніж на 10°C , при одній з яких спостерігається самозаймання 3 зразків, а при іншій – три відмови. Отримане значення температури самозаймання округлюють з точністю до 5°C .

ХАРАКТЕРИСТИКА ВИМІРЮВАЛЬНИХ ПРИЛАДІВ:

Таблиця 3

№ п/п	Найменування приладу чи пристрою	Заводський номер	Границя вимірювання	Клас точності або похибка вимірювання
1	Установка ОТП	б/н	Від 25 до 600°C	-
2	Секундомір СОП	8625	Від 0 до 3600 с	Клас точн. 2
3	Термопара ТХА	6	Від 0 до 1200°C	$\pm 2^\circ\text{C}$
4	Регулятор-вимірювач РТ 0102	10.354	Від 0 до 1200°C	
5	Ваги ВТУ 210/ С3	1826	Від 0 до 210г	Клас точн. 3

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДАНІ:

Таблиця 4

№ зразка	Температура випробування, $^\circ\text{C}$	Результат випробування
1	460	відмова
2	460	відмова
3	460	відмова
4	470	самозаймання
5	470	самозаймання
6	470	самозаймання

ВИСНОВОК: Згідно з 7.10ДСТУ 8829:2019 температура самозаймання взірця сосни звичайної (*Pinussylvestris*) складає 475°C .

Начальник
НДЛ ЛДУБЖД

Науковий співробітник
НДЛ ЛДУБЖД

Викладач кафедри екологічної
безпеки ЛДУБЖД



Віталій ПЕТРОВСЬКИЙ

Павло ПАСТУХОВ

Павло БОСАК

Додаток В. Загальне мікробне число в підтериконових стічних водах з породних відвалів Новолинського ГПР (КУО/мг)

Зразок	Розведення	Кількість колоній/чашку	КУО/мл
1.1	без розведення	77	77
		53	53
		68	68
	10	9	90
		5	50
		8	80
	100	росту немає	-
середнє значення		70	
1.2	без розведення	127	127
		105	105
		143	143
		124	124
	10	14	140
		8	80
		10	100
		13	130
	100	2	200
		1	100
		1	100
	1000	росту немає	-
середнє значення		123	
2.1 суміш	без розведення	газон	-
	10	140	1400
		123	1230
		143	1430
		117	1170
	500	7	3500
		12	6000
		16	8000
	2500	1	2500
		2	5000
		2	5000
середнє значення		3520	
без розведення	12	12	

Зразок	Розведення	Кількість колоній/чашку	КУО/мл
2.1 вода		10	10
		7	7
		15	15
		12	12
	10	1	10
		2	20
		1	10
	100	росту немає	- (враховано)
		росту немає	-
		середнє значення	11
2.2 суміш	без розведення	газон	-
	10	45	450
		62	620
		47	470
		54	540
	500	8	4000
		7	3500
		4	2000
		9	4500
		4	2000
2500	росту немає	-	
		середнє значення	2009
2.1 вода	без розведення	15	15
		7	7
		13	13
		10	10
		14	14
	10	росту немає	-
	100	росту немає	-
		середнє значення	12
3.1	без розведення	газон	-
		174	174
		164	164
		159	159
		153	153
	10	18	180
		16	160
		15	150

Зразок	Розведення	Кількість колоній/чашку	КУО/мл
		13	130
	100	1	100
		2	200
	1000	росту немає	-
	середнє значення		
3.2	без розведення	газон	-
	10	56	560
		44	440
		39	390
		42	420
	100	4	400
		3	300
		4	400
	1000	6	600
		росту немає	-
середнє значення			44
4.1	без розведення	газон	-
	10	64	640
		47	470
		68	680
		53	530
	100	7	700
		4	400
		3	300
	1000	4	400
		росту немає	-
середнє значення			52
4.2	без розведення	газон	-
	10	72	720
		64	640
		57	570
		63	630
	100	4	400
		7	700
		6	600
		5	500
	1000	росту немає	-
середнє значення			60

Додаток Г. Загальне мікробне число в породних відвалах Нововолинського ГПР (КУО/г породи)

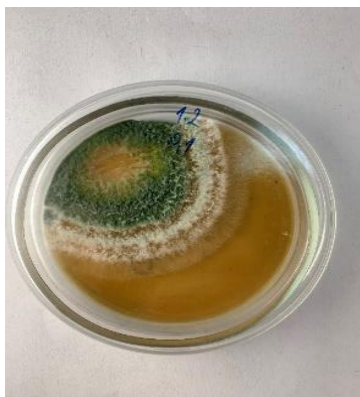
Зразок	Розведення	Кількість колоній/чашку	КУО/г породи	Вміст води у породі, %	КУО/АС породи
1	без розведення	газон	-	30,89	-
	551	72	39 672		57 404
		89	49 039		70 958
		78	42 978		62 188
		83	45 733		66 174
		69	38 019		55 012
	28106	7	196 742		284 679
		5	140 530		203 342
		4	112 424		162 674
		4	112 424		162 674
	10 ⁶	росту немає	-		-
середнє значення					1,25·10⁵
2	без розведення	газон	-	14,19	-
	551	68	37 468		43 664
		67	36 917		43 022
		83	45 733		53 296
		94	51 794		60 359
		78	42 978		50 085
	28106	4	112 424		131 015
		6	168 636		196 523
		4	112 424		131 015
	10 ⁶	росту немає	-		-
	середнє значення				
3	без розведення	газон	-	8,80	-
	551	28	15 428		16 917
		23	12 673		13 896
		26	14 326		15 708
		32	17 632		19 333
		21	11 571		12 688
		39	21 489		23 563

Зразок	Розведення	Кількість колоній/чашку	КУО/г породи	Вміст води у породі, %	КУО/АС породи
	28106	4	112 424		123 272
		3	84 318		92 454
		7	196 742		215 726
	10 ⁶	росту немає	-	-	
	середнє значення				
4	без розведення	газон	-	14,95	-
	551	10	5 510		6 479
		25	13 775		16 196
		7	3 857		4 535
		24	13 224		15 549
		17	9 367		11 014
		15	8 265		9 718
	28106	росту немає	-		-
	середнє значення				
5	без розведення	газон	-	17,87	-
	551	67	36 917		44 949
		54	29 754		36 228
		52	28 652		34 886
		48	26 448		32 203
		65	35 815		43 608
	28106	4	112 424		136 885
		7	196 742		239 549
		2	56 212		68 443
	10 ⁶	росту немає	-		-
середнє значення					7,96·10⁴

Додаток Д. Вологість зразків породи відвалах вугільних шахт Нововолинського ГПР (вміст води у породі, %)

Зразок	Маса породи, г		Маса бюксу з породою, г		Різниця, г	Вміст води у породі, %
1	1.1	0,999	15,373	15,075	0,298	29,83
	1.2	1,005	14,478	14,157	0,321	31,94
	середнє значення					30,89
2	2.1	1,002	15,407	15,246	0,161	16,07
	2.1	1,000	15,840	15,717	0,123	12,30
	середнє значення					14,19
3	3.1	1,000	15,808	15,724	0,084	8,40
	3.2	1,001	16,098	16,006	0,092	9,19
	середнє значення					8,80
4	4.1	1,000	15,886	15,735	0,151	15,10
	4.2	1,000	16,357	16,209	0,148	14,80
	середнє значення					14,95
5	5.1	1,001	15,173	15,008	0,165	16,48
	5.2	1,002	15,351	15,158	0,193	19,26
	середнє значення					17,87

**Додаток Ж. Зображення колонієутворюючих одиниць
мікроскопічних грибів у вугільних шахт
Нововолинського гірничопромислового району**



**Утворення колоній мікроскопічних грибів породних відвалів
вугільної шахти (чашка Петрі)**



**Утворення колоній мікроскопічних грибів породних відвалів
вугільної шахти (чашка Петрі)**

Наукове видання

**БОСАК Павло Володимирович
ПОПОВИЧ Василь Васильович**

**ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ПІДТЕРИКОНОВИХ
СТІЧНИХ ВОД НОВОВОЛИНСЬКОГО
ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ
EcoLab. Том 1**

Монографія

Літературний редактор

Галина Падик

Технічний редактор, верстка
та відповідальний за випуск

Андрій Беседа

Підписано до друку 05.10.2023 р.
Формат 60х84/16. Гарнітура Times New Roman.
Друк на різнографі. Папір офсетний. Ум. Друк. арк. 14.5

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