



Co-funded by
the European Union



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

М.М. ХАРИТОНОВ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ҐРУНТІВ В ЄС ТА УКРАЇНІ

МОНОГРАФІЯ

Дніпро
Журфонд
2025

УДК 504.5:631.4 - 049.5
(061.1ЄС + 477)
Х20

Рекомендовано для публікації Науково технічною радою Дніпровського державного аграрно-економічного університету, (протокол №4 від 18 березня 2025 р.)

Рецензенти:

С.Ф. Разанов, доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри лісового та садово-паркового господарства Вінницького національного аграрного університету

О.С. Ковров, доктор технічних наук, професор кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, професор Національного ТУ – Дніпровська політехніка

Ю.І. Ткаліч, доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри загального землеробства та ґрунтознавства Дніпровського державного аграрно-економічного університету

ХАРИТОНОВ М.М.

Х20 Екологічна безпека ґрунтів в ЄС та Україні: монографія / М.М. Харитонов; М-во освіти і науки України, Дніпровський державний аграрно-економічний університет. – Дніпро: Журфонд, 2025. – 234 с.

ISBN 978-966-934-672-8

Екологічна безпека відновлення техногенне порушених та забруднених земель стала важливою складовою стратегії сталого розвитку в країнах східної та центральної Європи. Належне планування та управління зводять до мінімуму вплив видобутку та переробки корисних копалин на навколишнє природне середовище. Монографія присвячена реалізації комплексу заходів, пов'язаних з процедурою оцінки впливу на навколишнє середовище з урахуванням простих та складних техногенних ресурсних циклів. Розглянуто сучасні технології біологічної рекультиватії земель. Описані підходи пов'язані з моделюванням та прогнозом тривалого впливу токсикантів на стан ґрунтів. Наведені приклади наземної та дистанційної оцінки аеротехногенного забруднення ґрунтів в індустріальних містах.

Монографія є результатом наукових досліджень і частиною дисципліни «Екологічна безпека ґрунтів в ЄС та Україні», розробленої та впровадженої в навчальний процес в рамках освітнього проєкту «Стандарти Європейського союзу щодо екологічної реабілітації гірничопромислових земель» (EUSERML 101085715), який реалізовано в НТУ «Дніпровська політехніка» за підтримки програми Європейського союзу Еразмус+.

Funded by the European Union. Views and opinions expressed are however those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or the European Education and Culture Executive Agency (EACEA). Neither the European Union nor the granting authority can be held responsible for them.

Фінансується Європейським Союзом. Однак висловлені погляди та думки належать лише авторам і не обов'язково відображають погляди Європейського Союзу чи Європейського виконавчого агентства з освіти та культури (EACEA). Ні Європейський Союз, ні орган, що надає гранти, не можуть нести за них відповідальності.

ISBN 978-966-934-672-8

© М.М.Харитонов, 2025

© Дніпровський державний аграрно-економічний університет, 2025

© Журфонд

ЗМІСТ

ВСТУП	4
РОЗДІЛ 1. ЕКОБЕЗПЕКА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ	5
1.1. Фізико-хімічні та біологічні властивості ґрунту, важливі для росту рослин на техноземах	6
1.2. Геоекологічні проблеми, пов'язані з виникненням покинутих територій видобутку корисних копалин в країнах ЄС	24
1.3. Оцінка заходів з фіторемедіації за допомогою мікроорганізмів на шахті Інгуртосу (Сардінія, Італія)	36
1.4. Багаторічний досвід проектування геотехнічної та біологічної рекультивації ґрунтового покриву на ділянках спадщини уранових шахт в Германії	52
1.5. Екобезпека використання розкривних гірських порід кар'єрних відвалів на півдні України	66
1.6. Екобезпека освоєння шахтних відвалів в Західному Донбасі	86
РОЗДІЛ 2. АЕРОТЕХНОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ В УМОВАХ ІНДУСТРІАЛЬНИХ АГЛОМЕРАЦІЙ	104
2.1. Загальна характеристика антропогенного забруднення атмосфери в районах дії ГМК	104
2.2. Геопросторова оцінка забруднення атмосфери в індустриальних агломераціях	117
2.3. Оцінка аеротехногенного забруднення ґрунтів в районах видобутку залізної, марганцевої руд и та кам'яного вугілля	165
2.4. Оцінка ризику техногенного забруднення ґрунтів під впливом ерозії	185
2.5. Детоксикація техногенне забруднених ґрунтів	194
ВИСНОВКИ	209
ПЕРЕЛІК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	210

ВСТУП

Ґрунт є одним із найважливіших ресурсів, від якого залежить людство. Міжтим, темпи споживання мінеральних ресурсів постійно зростають із розширенням промисловості та зростанням населення. Таким чином, зростання нашого суспільства і цивілізації значною мірою покладаються на гірничодобувну промисловість для забезпечення різних галузей промисловості необхідними хімічними елементами. Термін природно-ресурсний цикл (ПРЦ) виник у більшій мірі для позначення типів використання не відновлювальних природних ресурсів і, зокрема, експлуатації корисних копалин. Розрізняють прості і складні ПРЦ. На превеликий жаль, за невеликим виключенням, на території дії гірничодобувних підприємств враїн сіту доволі довго діяли прості природно-ресурсні цикли (ПРЦ) за наступною схемою: видобуток копалин – виробництво товарного продукту та розміщення відходів (шлами, хвости). Оптимізація розміщення будь яких відходів потребує урахування декількох факторів: геологічного, екологічного, економічного та соціального (Bender, 1983). У зв'язку з цим пропонується проведення аналізу, в якому порівнюються альтернативні варіанти організації «консервації» відходів та оцінюється можливий економічний та соціальний збиток. Більшість відходів вступають в активну взаємодію з навколишнім середовищем (літосферою, атмосферою, гідросферою і біосферою). Тривалість їх «агресивного» (активного) існування залежить від їх складу. При збереженні усі відходи потерпають зміни, обумовлені як внутрішніми фізико-хімічними процесами, так і впливом зовнішніх умов. Ось чому збереження і нейтралізація токсичних відходів оцінюється як «складування фізико-хімічних процесів» (Шматков, 2001). Видобуток твердих корисних копалин призводить до порушення склавшихся гідродінамічних, геохімічних умов, так і переміщення, складування вміщуючих чисельні токсичні речовини значних мас гірських порід і потребує реалізацій складних техногенних ресурсних циклів з подальшою рекультивацією порушених земель.

РОЗДІЛ 1. ЕКОБЕЗПЕКА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ

Довгострокова рекультивація порушених земель вимагає встановлення стабільних циклів поживних речовин мікробних процесів, які б забезпечували сталий ріст рослин (Singh et al., 2002, Lone et al., 2008; Kavamura and Esposito, 2010). Ґрунт є основою для цього процесу, тому його склад і щільність безпосередньо впливають на майбутню стабільність відновленого рослинного біоценозу. Наслідки зберігання винесених на земну поверхню гірських порід можуть бути різноманітними, серед яких головними є ерозія ґрунту, забруднення повітря та води, токсичність, геоекологічні катастрофи, втрата біорізноманіття та, зрештою, втрата економічного багатства (Gispert et al., 2017). Зі сказаного вище стає зрозумілим, що процес видобутку корисних копалин повинен забезпечувати повноцінне повернення ресурсного потенціалу уражених територій.

Зазвичай «кислі» відвали містять сульфідні сполуки, окислення яких після виносу на земну поверхню призводить до кислотного дренажу (Ghose, 2005). Іншими словами, зростання турботи про навколишнє середовище робить одночасну рекультивацію деградованої землі після видобутку, як невід'ємну характеристику всього спектру видобутку (Ghose, 1989; Kundu and Ghose, 1997). Отже можна зазначити, що рекультивація це процес, за допомогою якого занедбані або сильно деградовані землі повертаються до сталої продуктивності за рахунок відновлення певних показників біотичної функції та продуктивності новоутворених біогеоценозів.

Стратегії рекультивації мають стосуватися покращення структури ґрунту, родючості ґрунту, розвитку популяції мікробного пулу, управління станом верхнього шару ґрунту та кругообігу поживних речовин, щоб якомога ближче повернути землю до її первозданного стану та продовжувати працювати як самопідтримувана екосистема. У цьому розділі оцінено погіршення хімічних, фізичних і біологічних властивостей ґрунту внаслідок видобутку корисних копалин, а також управління ними з метою отримання продуктивного ґрунту.

Зроблений наголос на ефективність реалізації складних замкнених циклів використання відходів гірничого виробництва в процесі рекультивації вироблених деградованих земель.

1.1. Фізико-хімічні та біологічні властивості ґрунту важливі для росту рослин на техноземах

pH порід, що складають шахтні відвали може швидко змінюватись у разі присутності складових гірських порід здатних до вивітрювання та окислення. Зокрема мінерал пірит (FeS_2) швидко окислюється до сірчаної кислоти, що призводить до суттєвого зниження pH (2,2 – 3,5). Між тим карбонат (Ca/MgCO_3) вміщуючи мінерали та породи після їх вивітрювання та розчинення у воді спричиняють підвищення pH. Відомо, що оптимальний ріст рослинності стає можливим за умов нейтрального pH. Ріст бобових та злакових уповільнюється оскільки концентрація алюмінію та марганцю стає токсичною, коли pH субстрату знижується до 5,5. Знижуються також і мобілізація фосфору ґрунтом та чисельність популяції азотфіксуючих бактерій тощо. Відомо, що діапазон pH від 6.0 до 7.5 є оптимальним для вирощування сільськогосподарських культур (Gitt and Dollhopf, 1991; Gould et al., 1996).

Частинки ґрунту більші за розміром ніж 2 мм є відповідальними за водопоглинення та поживний режим рекультивованих земель. Частинки більші ніж 2 мм мають грубу структуру, є шпаруватими і не можуть утримувати достатню кількість уологи у літні місяці. Текстура ґрунту визначається відповідним розміром ґрунтових часток. Піщана – від 0,05 до 2мм, мулиста від 0,05 до 0,002мм, глиниста < 0.002 мм. Отже, розкриті породи із піщаною структурою не можуть утримувати воду та поживні речовини прівняно із мілко зернистими текстурованими ґрунтами (суглинистими та мулистими). Мулисті ґрунти мають тенденцію до утворення кірки, доволі часто вміщують підвищену кількість водорозчинних солей, мають низьку придатність до обробітку у сільськогосподарських цілях. Агрегатний склад ґрунту впливає на ґрунтову

гідрологію, процеси дифузії та ступінь міграції поживних речовин. Вміст вологи у породах відвалу є достатньо мінливим параметром. Її значення, у залежності від сезону, змінюється у два рази і залежить від часу відбору проби, глибини відвалу, гранулометричного складу, кількості органічного вуглецю, текстури та потужності підстилаючих поверхню рекультивованого відвалу шарів гірських порід (Donahue et al., 1990). Відомо, що питома вага непорушеного ґрунту знаходиться в межах 1,1 - 1.5 г/см³. Зростання щільності призводить до обмеження росту кореневої системи рослин та взагалі стає перепорою для розвитку деяких видів рослин. Переушільнення поверхні відвалу становиться чинником різних змін у зоні аерації: порушення водопроникнення, газового обміну тощо.

Колір розкритих гірських порід свідчить про зміни у процесі вивітрювання, які відбилися на їх фізико-хімічних властивостях. Червоні та коричневі кольори відвалів свідчать, що геологічний матеріал окислений та пройшов процес вилуговування у певному ступені. Ці геологічні матеріали насичені розчиненими солями, малородючі, мають пірит у незначній кількості та більш придатні до фізичного вивітрювання ніж темно обарвлені породи. Сірі кольори гірських порід зазвичай свідчать про відсутність процесів окислення та вилуговування. Ці геологічні матеріали мають тенденцію до більш високого рН та родючості. Темно-сірі та чорні породи вміщують значну кількість органічних речовин та є достатньо підкисленими. Темно обарвлені відвали важко проходять процес ре-вегетації на протязі літніх місяців тому, що поглинають велику кількість сонячної енергії та становляться достатньо нагрітими (Daniels, 1999). Процес формування природних сукцесій на відновлюваних відвалах з темно-сірих та чорних гірських порід може взяти сотні років. Насипний шар ґрунту використовується для того, щоб перекрити бідний субстрат та покращити умови вирощування рослин. Зберігаємий в буртах ґрунт на протязі видобутку корисних копалин змінює свої біологічні, хімічні та фізичні властивості (Harris et al., 1989; Johnson et al., 1991; Davies et al., 1995). Кількість анаеробних бактерій у бурті на глибині 1 м підвищується. Напроти,

кількість аеробних бактерій знижується (Harris et al., 1989). Темпи нітрифікації знижуються оскільки недостатня аерація в масі бурту призводить до акумуляції амонію в анаеробних зонах. Як тільки ґрунт беруть з бурту та насипають на земну поверхню, чисельність популяції мікроорганізмів та темпи нітрифікації швидко відновлюються і стають навіть вище ніж на нормальному рівні (Williamson and Johnson, 1991). Якщо високий рівень амонію присутній у відсипаному ґрунті, кількість підвищується до рівня більше ніж у нормі. Відповідно втрата азоту з вилуговуванням та денітрифікацією є достатньо високою (Johnson and Williamson, 1994). Нітрати потрапляють не тільки у водні джерела спричиняючи негативний вплив на водне середовище (Addiscott et al., 1991). Азот, який вилучається з ґрунту у газообразній формі стає додатковим чинником деградації озонового шару (Isermann, 1994; Davies et al., 1995). Період між зняттям та складуванням родючого шару ґрунту та нанесенням на поверхню рекультивуємого відвалу може бути достатньо довгим (десятки років). Отже, властивості за складованих у буртах земель постійно погіршуються і цей ґрунт кінець кінцем може стати непродуктивним, якщо не зберігати його якості (Ghose, 2005).

Мікроорганізми ґрунту грають головну роль у стабілізації агрегатного складу. Вони продукують полісахариди, які покращують процес агрегації частинок ґрунту та позитивно впливають на ріст рослин (Williamson and Johnson, 1991). Активність мікроорганізмів ґрунту знижується з глибиною і часом, якщо ґрунт зберігається у бурті після розробки корисних копалин (Harris et al., 1989). Активність мікроорганізмів вимірена в одиницях АТФ (adenosine triphosphatase) знижується до дуже низьких рівнів протягом декількох місяців. Реакція на засвоєння мікробами глюкози проходить повільніше на всіх глибинах, що дозволяє припустити, що частота метаболізму зменшується з часом (Visser et al., 1984). Бактерії відіграють важливу роль у розкладанні органічних матеріалів, особливо на ранніх стадіях розкладання, коли рівень вологи високий. На пізніх етапах розкладання гриби, як правило, домінують. Ризобії - це одиночні клітинні бактерії, які належать до сім'ї бактерій

Rhizobiaceae та утворюють взаємовигідну асоціацію або симбіоз із рослинами бобових. Ці бактерії беруть азот з повітря (який рослина не може використовувати) і перетворює його у форму азоту на аміак (NH_4^+), що використовується рослинами (Gil-Sotres et al., 2005). Отже бактерії можуть посилити ріст рослин безпосередньо, забезпечуючи біодоступний фосфор для поглинання рослин, фіксуючи його для використання рослинами із залученням мікроелементів, таких як залізо для сидерофорів, виробляючи гормон рослин, такий як ауксини, цитокініни та гібберліни, та зниження рівня етилену в рослинах (Glick et Al., 1999). Коли шари ґрунту видаляються та нові бактерії населяють верхні шари. Збільшення бактеріальної активності відбувається в новому верхньому шарі протягом першого року, коли бактерії піддаються окисленню атмосферним киснем. Після двох років зберігання на поверхні менше половини початкових популяцій зберігається на глибинах нижче 50 см (Williamson and Johnson, 1991). Гриби арбускулярної мікоризи(АМ) - це всюдисущий мікроб ґрунту, що зустрічається майже у всіх місцях проживання та кліматичних умовах. Гіфа - мережа, створена за допомогою мікоризних грибів, розривається, коли ґрунти спочатку переміщуються, а потім запасаються (Gould et al., 1996). Встановлено, що мікоризні асоціації мають важливе значення для виживання та росту рослин та засвоєння поживних речовин, таких як фосфор та азот, особливо Р на малородючих покинутих ґрунтах (Khan, 2005). Важливим видом арбускулярної мікоризи є *Glomus*, який колонізує різноманітні види культур, включаючи соняшник (Marschner, 1995). Сумісне застосування з триходермою *Koningii* та арбускулярною мікоризою (АМ) грибів призвело до збільшення росту рослин евкаліпта в умовах забруднення важкими металами (Arriagada et al., 2004, 2005). Протягом перших двох років (Miller et al., 1985) спостерігалось невелике зменшення життєздатного мікоризного потенціалу. Життєздатність мікоризи у буртах значно зменшується і, можливо, до рівнів 1/10 рівнів до непорушеного ґрунту (Rives et al., 1980). Miller et al. (1985) вказують на те, що потенціал ґрунтової вологи є значним фактором, що впливає на життєздатність мікоризи. Коли

потенціал ґрунтової вологи менше 2 МПа (сухий ґрунт), мікоризні пропагули можуть виживати протягом більшої довжини часу зберігання. Коли потенціал ґрунтової вологи перевищує 2 МПа, тривалість часу зберігання стає важливішою. У сухих кліматичних умовах глибокі запаси можуть не загрожувати виживанню мікоризної пропагули. У вологому кліматі неглибокі запаси важливіші для максимізації запасів вологи з урахуванням випаровування.

Структура ґрунту є першою складовою про яку турбуються під час проведення рекультивації земель. Структура ґрунту включає агрегацію ґрунту або спосіб за яким формуються частинки ґрунту, а розмір частинок, що містять шари, на різних глибинах. Ступінь, за яким ґрунт розушільнюється, може бути змінений під час рекультивації (Visser et al., 1984). Використання гірничодобувних машин для копання збереженого ґрунту, може мінімізувати ушільнення. Транспортування ґрунту з запасів зроблених на майданчиках рекультивації на конвеєрі покращує структуру ґрунту шляхом розбиття масивних агрегатів ґрунту. Розпушення ґрунту є важливою процедурою для розвитку кореневих систем рослин. Ступінь формування кореневої системи визначає здатність рослини максимізувати свою поверхню та отримати доступ до більшого об'єму поживних речовин води та ґрунтів. Вміст гірських порід на поверхні рекультивованої ділянки або схилу з часом зменшується через вивітрювання фрагментів гірських порід до частинок розміру ґрунту і, отже, має кращі характеристики утримання води. Гіпс ($\text{CaSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$) традиційно використовується для поліпшення росту рослин. Він може бути використаний для поліпшення структури погано структурованих ґрунтів. Гіпс зазвичай вносять в ґрунт у дозі 5-10 тонн/га. Застосування гіпсу призводить до заміни натрію кальцієм, що може покращити структуру ґрунту, зменшити утворення поверхневої кірки та збільшити інфільтрацію води. Це також може знизити рН ґрунту (Ghose, 2005). Зміна частки натрію на 6% може вказувати на нестабільну структуру ґрунту.

Кислі шахтні породи можна ефективно нейтралізувати для їх подальшої

експлуатації як техноземів на території обраній для рекультивації, застосовуючи або цементний пил або вапняк (CaCO_3). Швидкість застосування вапна повинна враховувати як минуле, так і майбутнє окислення піриту, щоб підтримувати з часом нейтральний рівень рН ґрунту. Додавання вапна є поширеним методом зниження рухомості важких металів у ґрунтах та їх накопичення в рослині, оскільки він збільшує рН ґрунту. Такі рослини, як *Gravellia robusta*, можна посадити на кислих сміттєзвалищах (рН 3,6-3,9), що збільшує рН ґрунту (Gitt and Dollhopf, 1991). Органічні домішки, такі як компостовані зелені відходи або гній, осади стічних вод можуть збільшувати рН ґрунту, покращуючи структуру ґрунту, волого утримуючу та іонобмінну здатність, забезпечуючи повільну дію добрив та постачаючи мікробіальний інкулюм (Tordoff et al., 2000; Jordan et al., 2002).

Землі, віднесені для сільського господарства або іншого інтенсивного використання, зазвичай потребують внесення запрограмованих доз добрива. Існують також певні домішки для покращення стану ризосфери рослин. Показано, що внесення деревної золи збільшує рівень виживання певних дерев, кущів та чагарників (Uresk and Yamamoto, 1986).

В чисельних дослідженнях показано, що осад стічних вод (ОСВ) є ефективною домішкою для покращення родючості техноземів (Hattab et al., 2015; Picariello et al., 2014; Soria et al., 2022; Kharytonov et al., 2023). Місцеві та державні норми та ставлення до цього громад часто ускладнюють використання ОСВ на порушених землях. Мульча з золи та кори дерев також корисні для збільшення початкового вмісту органічної речовини техноземів, але зазвичай домішки золи та ОСВ широко використовуються як ефективні добрива та джерела азоту довгострокового повільного вивільнення (Sydnor and Redente, 2002; Munshower, 1994; Hall, 1984), так само як і поставщики мікробів. Крім того, органічна речовина покращує структуру ґрунту, зменшує ерозію та збільшує інфільтрацію ґрунту. Органічні відходи можуть збільшити водоутримуючу здатність техноземів. Тому використання цих матеріалів в якості домішок до ґрунту також потребує спільного застосування з азотними

добривами. Підтримка забезпечення достатньої кількості мобільного фосфору на техноземах з часом обмежується двома факторами: (а) низьким рівнем доступних форм та (б) адсорбцією фосфору оксидами заліза, які переводяться потім у недоступні форми. Тенденція техноземів до фіксації Р збільшується з часом. Довгострокова продуктивність рослинної/грунтової системи залежить від декількох основних факторів: (а) накопичення ґрунтових органічних речовин; (б) підтримки N-фіксуючих бобових; та (в) створення органічного пулу та уникнення фіксації фосфатів (Daniels, 1999; Ghose, 2005). Ще один підхід обумовлений використанням геотекстилю рослинного та мінерального походження, а також суперабсорбентів. Застосування геотекстилю пов'язане із покращенням інфільтрації та дренажу (внаслідок підвищення гідрофізичних властивостей), зниженням ризику водної ерозії тощо. Рослинний геотекстиль перегниває через два роки. Деякі штучні тести були проведені в лабораторних умовах. Чотири типи волокнини з бавовни, джуту, агави та кокосу пройшли спеціальне випробування. Після одного року тестування текстиль з кокосу деградував найменше. Було доведено, що кокосовий текстиль зберігається у 15 разів більше ніж хлопковий та у сім разів довше ніж джутовий (Maiti, Singh, 2007).

Інший за природою і принципом виготовлення геотекстиль виробляється французькою компанією Coletanche. Історія цієї компанії почалася більше 40 років тому з бачення створення довговічних і ефективних гідроізоляційних рішень для будівельних проектів. Перші геомембрани були розроблені, щоб задовольнити зростаючу потребу в захисті навколишнього середовища в гідравлічній інфраструктурі та інфраструктурі управління відходами. Переважна кількість інноваційних підходів цієї компанії пов'язана з використанням бітумних геомембранних технологій розроблених для мінливих потреб будівельних проектів, забезпечуючи високу механічну стійкість і довговічні гідроізоляційні рішення (Рис.1.1).



Рис. 1.1. Геомембранне покриття поверхні спланованого шахтного відвалу геотекстилем компанії Coletanche (Франція)

Більше ніж 30 мільйонів квадратних метрів геомембран, встановлено у понад 70 країнах світу. Ці покриття призначені для рекультивації хвостосховищ, полігонів твердих побутових відходів (ТПВ), будівлі протифільтраційних екранів на нових полігонах ТПВ, гідроізоляції піщаних та бетонних лагун – гноєсховищ, гідроізоляції штучних водойм, каналів, захисту берегів та дна річок і каналів від розмиву.

Супер-абсорбент це органічна речовина з підвищеною здатністю до поглинання води від 100 до 1000 раз більше ніж вага самого абсорбенту. Термін існування супер-абсорбенту в ґрунті – від 6 місяців до 1 року. Переваги супер-абсорбенту: забезпечення ефективного водотримання, покращення аерації, дренажу та поживного режиму. Супер-абсорбент застосовують під час закладення ями під висадку дерев. Для гідромульчування супер-абсорбент змішують з мульчею та зволожують. Доза внесення супер-абсорбенту 80 кг/га (Maiti and Singh, 2007).

Мульчування є одним з популярних методів стабілізації поверхні рекультивованих відвалів. Для цього поверхня відвалу, що рекультивується, покривається такими органічними речовинами рослинного походження як

солома, сіно, тирса, кора дерев, дерев'яні чипси та волокнина (ІВМ, 2000). Мульчування поверхні відвалу дійсно важливе, оскільки покращує її водно-фізичні та біологічні характеристики. Це стосується стабілізації умов вирощування рослин, зниження ризику прояву водної та вітрової ерозії, покращання водної інфільтрації, умов вологозабезпечення (за рахунок зниження випаровування), температурного режиму (завдяки кольору та ізоляційним властивостям). Мульчування є сумісним з розвитком рослин (покращує умови схожості та захищає проростки), сприяє ре-інокуляції мікроорганізмів у ґрунт, захисту поверхневого шару відвалу, допомагає формуванню структури ґрунту і покращує його поживний режим. Окрім того, мульчування знижує ріст бур'янів і, таким чином, знижує конкуренцію між небажаними бур'янами та культурними рослинами. Ефективність різних мульчуючих матеріалів відносно ерозії ґрунту та вегетації рослин залежить від: типу матеріалу та морфології мульчі (стебло кукурудзи більш ефективне ніж додавання зеленої маси). Отже, поверхню відвалів зміцнюють або стабілізують застосуванням мульчі та деяких хімічних речовин. Перед застосуванням будь-якого стабілізатора рН поверхневого шару відвалу повинна бути скоригована в межах 6,0–7,5 додаванням вапна, якщо реакція водної витяжки є кислою.

Деякі органічні речовини є ефективними меліорантами, оскільки покращують водопоглинальну, іонообмінну здатність піщаних та кам'янистих ґрунтів, аерацію та дренаж важкосуглинистих ґрунтів. Це є основою для формування структури ґрунту та стабілізації циклу поживних речовин. Загальновідомими речовинами органічного походження для забезпечення поживного режиму рекультивованих земель є гній, компост, осад стічних вод та муніципальні відходи. Зокрема для покращання структури та родючості ґрунту застосовують тирсу (25 т/га), золу (1 т/га), гіпс (3 т/га), зелені добрива (50 м³/га) та пресований мул (50 м³/га).

Відомо, що застосування деяких форм бактеріальних добрив, компостів виявляється альтернативним та екологічно врівноваженим засобом корекції дефіциту азоту в агроценозах сільськогосподарських культур.

В одному дослідженні внесення змін до верхнього ґрунту з додаванням мульчі та осаду стічних вод (ОСВ) було ефективнішим, ніж збагачення ґрунту за рахунок підтримки бактеріального росту та активності, особливо для бактерій, які окислюють аміак (Lindemann et al., 1984). Бактерії, присутні в ґрунті, потребують джерела легко окислюваного вуглецю, забезпеченого зеленими добривами та ОСВ для метаболічної активності та стимулювання циклу азоту. Активність мікоризної пропагули залишається низькою відразу після рекультивації. Неінокульовані ділянки відновлюються через пару років (Вільямсон і Джонсон, 1991). Це збігається з появою рослин - господарів сприятливих для мікоризної колонізації, ніж ті, що вперше з'являються на місці (Gould et al., 1996; Gould and Hendrix, 1998). Мікоризні пропагули, що існують у верхньому ґрунті, можуть стимулюватися наявністю відповідних рослин - господарів. Lindemann et al., (1984) встановив, що покриття гірських порід 30 см шаром ґрунту (без мікоризного інокулуму) також стимулювало колонізацію рослин мікоризними грибами, тоді як використання зеленого добрива, ґрунту з інокулумом або ОСВ не мали ефекту. Популяція ґрунтових мікробів зберігається в бурті і може бути стимульована під час рекультивації, заряджаючи систему джерелом органічного вуглецю або додаванням відповідних рослин - господарів. Багато видів рослин, особливо тих, які є мікоризними (наприклад, *Sericea Lespedeza*), здатні мобілізувати Р з важко доступних джерел. Управління мікробною популяцією в ризосфері-за допомогою інокулянтів, що складаються з консорціуму росту рослин, що сприяють росту ризобактерій, мікоризних бактерій, N-фіксуючих ризобактерій та арбускулярних мікоризних грибків як союзних колонізаторів та «біофертилізаторів» тобто біодобрив і може забезпечити рослинам переваги, які мають вирішальне значення для відновлення екосистеми. Місцеві арбускулярні мікоризні грибки дуже важливо використовувати, оскільки вони найкращим чином адаптовані до фактичних ґрунтових та кліматичних умов для отримання специфічного для ділянки арбускулярних мікоризних грибів інокулуму (Mummey et al., 2002b; Khan, 2004).

Використання для висіву насіння природних злакових та бобових культур, адаптованих до регіональних умов клімату, хвороб, є відносно дешевим заходом. Такі злаки як *Dianthus grass* (*Penisetum pedicellatum*) і бобові (*Stylosanthes humilis*) в Індії успішно використовують під час рекультивації порушених земель (Maiti and Saxena, 1998).

Цикл поживних речовин дуже тісно пов'язаний з активністю ґрунту мікробів. Це процес, за допомогою якого вуглець, азот та фосфор повторно використовуються в екосистемі завдяки метаболічній активності рослин та ґрунтових мікробів. Зокрема, цикли вуглецю та азоту порушуються в міру зменшення популяцій ґрунтових мікробів і повинні бути відновлені під час рекультивації.

Органічний вуглець підживлює метаболічну активність багатьох ґрунтових мікробів. Мікроби отримують вуглець з двох джерел: а) через їхні симбіотичні стосунки з відповідними рослинами-господарями або б) в результаті розкладання рослинних і тваринних речовин. Видалення верхнього шару ґрунту з місця видобутку та значне змішування його з підстильною материнською породою зменшує відносну частку органічного вуглецю (Visser et al., 1984). Незначна додаткова зміна цієї пропорції є результатом тривалого зберігання ґрунту. Домінуча думка пов'язана з розумінням, що кількість органічного вуглецю є головним обмежуючим фактором у стимулюванні метаболічної активності мікробів (Williamson and Johnson, 1991). Мульчування ґрунту з додаванням кори деревних культур (Elkins et al., 1984) або удобрення та вирощування деяких злакових культур (Williamson and Johnson, 1991) забезпечує бактерії достатньою кількістю органічного вуглецю для стимуляції метаболічної активності, яка оцінюється збільшенням мікробного вуглецю. Палісандр (*Dalbergia sissoo*) являє собою швидкоросле, витривале, листопадне дерево. Вирощування палісандру покращує польову вологість (7%), рН (5,5), органічний вуглець (85%) і вміст азоту, фосфору та калію в ґруті. Збільшення рівня органічного вуглецю відбувається за рахунок накопичення листового опаду та його розкладання з утворенням гумусу (Maiti and Ghose, 2005).

Органічна речовина ґрунту має дуже важливий вплив на його фізико-хімічний склад властивості, на біологічну активність і як джерело поживних речовин для рослин, особливо азоту. Азот в органічній формі мікроорганізми перетворюють на амоній (NH_4^+). За певних умов специфічні мікроби в ґрунті використовують амонійний азот у ґрунті для отримання енергії та, таким чином, окислюють амонійний азот (NH_4^+) спочатку в нітрит $\text{N}(\text{NO}_2^-)$, а потім у нітрат $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, який потім можуть використовувати рослини для росту за рахунок нітрифікації. Частина цього азоту поглинається рослинами в цій місцевості, а частина виходить в атмосферу. Атмосферний азот, у свою чергу, може бути «фіксований» рослинами у формах, які згодом будуть утилізовані, починаючи поживний цикл вуглецю заново. Формування 15 см верхнього шару ґрунту під час його меліорації стимулює нітрифікацію та зменшує вимивання поживних речовин. Davies та ін. (1995) повідомили, що протягом перших двох років після рекультивації рівень нітрифікації на рекультивованих ділянках був меншим, ніж на непорушених ділянках, але через два роки наблизилися до рівнів, подібних до непорушених місць. Переробка поживних речовин і їх доступність на рекультивованих ділянках частково зазначається на швидкості розкладання рослинного матеріалу. Розкладання підстилки у верхньому шарі ґрунту шахтних відвалах порівняно з непорушеними землями часто сповільнюється протягом перших місяців після рекультивації (Lawrey, 1977). Наявність важких металів, які знижують рН ґрунту, і відсутність існуючого шару підстилки створюють несприятливий мікроклімат для ґрунтових мікробів, відповідальних за розщеплення органічних речовин. Швидкість розкладання починає вирівнюватися через шість місяців, що свідчить про підвищення мікробної активності, але початкова загибель перероблених поживних речовин може перешкодити розвитку нових рослин. Elkins та ін. (1984) продемонстрували, що мульчування шахтних відходів корою дерев, а не верхнім шаром ґрунту значно підвищує активність ґрунтових мікробів і, відповідно, швидкість розкладання, але призводить до меншої кількості доступного NO_3 , ніж у відходах, які не змінюються. Окисленню ґрунтового

азоту до NO_3 може перешкоджати кислий ґрунт або тривалість часу, необхідного певним бактеріям для приживлення. Верхній шар ґрунту серйозно пошкоджується, якщо його не зберегти окремо на початку рекультивації, щоб захистити кореневе середовище від забруднення та ерозії та, отже, його продуктивність (Kundu and Ghose, 1998 a, b). Міжтим Sendlein та ін. (1983) вказують, що систематична практика обробки та зберігання може захистити фізичні та хімічні характеристики верхнього ґрунту під час зберігання, а також після того, як він був перерозподілений у відповідній зоні на певній новоутвореній ділянці рекультивованих земель. Ghose (2005) порадив уникати зберігання верхнього шару ґрунту, особливо в довгостроковій перспективі, протягом періоду, коли шахтний відвал не зможе підтримувати свою стійкість для відповідного росту рослин без біологічної рекультивації, а також підтримувати ріст аеробних бактерій. Наступні кроки передбачають: а) механічний обробіток ґрунту з метою зменшення ущільнення поверхні, викликаного проходженням скребків та інших машин, покращення аерації ґрунту та висадження інтродукованих рослин з розвиненою кореневою системою; (б) обробку ґрунту з використанням засобів фітомеліорації газонними травами (*Pennisetum alopecuroides*) після розпушування бурту, щоб запобігти ерозії та утворенню ярів; (в) поверхневу рослинність слід активно підтримувати запроваджуючи заходи уникнення розвитку бур'янів. Оже, верхній шар ґрунту слід перерозподілити таким чином, щоб досягти його приблизно однорідної та стабільної товщини відповідно до схваленого землекористування після видобутку, та створення дренажної системи поверхневих вод. Цей захід виключає надмірне ущільнення верхнього шару ґрунту та захищає його від вітрової та водної ерозії. Це має більше значення, ніж будь-який інший фактор для досягнення успішної рекультивації порушених земель. Верхній шар ґрунту має бути рівномірно перерозподілений таким чином, щоб забезпечити розміщення та ущільнення, сумісні з потребами видів, які будуть використовуватися для відновлення розподіленої території до стану її попереднього потенціалу (Ghose, 2005). Втрати азоту можна зменшити

шляхом запобігання розвитку анаеробних умов у ґрунтовому насипі. Зберігання ґрунту в бурті здійснюється протягом дуже коротких періодів часу із забезпеченням його аерації. Використання інгібіторів нітрифікації може частково зменшити втрати азоту (Davies et al. , 1995). Переважна більшість відкритих кар'єрних відвалів сьогодні використовує ті чи інші методи контрольованого розміщення розкривних порід і використовує замітники верхнього шару ґрунту. Це відбувається через те, що виносимі на денну поверхню гірські породи, як правило, тонкі, кам'янисті, кислі та неродючі, що часто робить непрактичним відновлення і призводить до повторне розсипання верхнього шару ґрунту на вироблених ділянках. Тому вирощують види рослин, які використовуються для проведення активної фіто меліорації гірських порід. Властивості цих рудних кар'єрів безпосередньо обумовлюються фізичними та геохімічними властивостями шарів гірських порід, з яких вони походять (Nagle та ін., 1996; Daniels, 1999). Sydnor and Redente (2002) повідомили, що верхній шар ґрунту, якщо його збагатити додаванням органічних відходів (осаду стічних вод, твердої фракції дигестату та ін..) забезпечує збільшення надземної біомаси та буферної ємності ґрунту. Застосування цих підходів дозволяє перетворити різного роду літо- або хемоземи, належним чином нейтралізовані, удобрені та доповнені органічними речовинами в техноземи.

Рослинність відіграє важливу роль у захисті поверхні ґрунту від ерозії та сприянні накопиченню дрібних часток (Tordoff та ін., 2000; Conesa та ін., 2007b). Вона може повернути назад процес деградації шляхом стабілізації ґрунтів шляхом розвитку розгалужених корневих систем. Після того, як рослини закріпилися, вони збільшують вміст органічної речовини в ґрунті, знижують об'ємну щільність ґрунту, стабілізують рН ґрунту, виносять мінеральні поживні речовини на поверхню та накопичують їх у доступній формі. Їх коренева система дозволяє їм діяти як поглиначі поживних речовин, які є недоступними. Рослини накопичують ці поживні речовини, повторно відкладають їх на поверхні ґрунту в органічній речовині, з якої поживні речовини набагато легше доступні шляхом мікробного розщеплення (Li, 2006;

Conesa et al., 2007a; Mendez and Maier, 2008a). Відновлення ерозійних екосистем має здійснюватися з рослинами, відібраними на основі їхньої здатності виживати та регенерувати або відтворюватися в суворих умовах, що забезпечується як природою матеріалу відвалу, відкритою ситуацією на поверхні відвалу, так і їхньою здатністю стабілізувати структуру ґрунту (Madejon et al., 2006). Нормальною практикою для відновлення рослинності є вибір стійких до посухи, швидко зростаючих культур, які можуть рости на ґрунтах з дефіцитом поживних речовин. Відібрані рослини повинні легко приживатися, швидко рости, мати щільні крони та кореневу систему. На окремих територіях основним фактором запобігання рослинності є кислотність. Для таких місць рослини повинні бути стійкими до забруднення важкими металами (Cagavasa та ін., 2002; Mendez and Maier, 2008a). Роль екзотичних або місцевих видів у рекультивації потребує ретельного розгляду, оскільки нещодавно інтродуковані екзотичні види можуть стати шкідниками в інших ситуаціях. Таким чином, види-кандидати на рослинність слід ретельно перевіряти, щоб уникнути перетворення на проблемні бур'яни щодо місцевої та регіональної флори. Для штучної інтродукції слід наголошувати на відборі видів, які добре пристосовані до місцевого середовища. Корінні види є кращими перед екзотичними, тому що вони, швидше за все, впишуться у повністю функціональну екосистему та адаптовані до клімату (Li та ін., 2003; Chaney та ін., 2007). Трави мають як позитивний, так і негативний вплив на шахтні землі. Вони часто потрібні для стабілізації ґрунтів, але вони можуть конкурувати з відновленням деревних насаджень. Трави, особливо ті, що мають тип фотосинтезу C4, можуть мати більшу толерантність до посухи, низької поживності ґрунту та інших абіотичних стресів

Коріння трав є волокнистими, які можуть уповільнити ерозію та їх ґрунтоутворювальні тенденції, зрештою утворюють шар родючого ґрунту, стабілізують ґрунт, зберігають вологу та можуть конкурувати з бур'янистими видами. Початкове покриття повинно забезпечувати розвиток різноманітних самопідтримуваних рослинних угруповань (Shu et al., 2002; Singh et al., 2002;

Нао et al., 2004). ДЕРЕВА МОЖУТЬ ПОТЕНЦІЙНО ПОКРАЩУВАТИ ҐРУНТ ЗА ДОПОМОГОЮ численних процесів, у тому числі – підтримання або збільшення вмісту органічної речовини у Ґрунті, біологічної фіксації азоту, поглинання поживних речовин знизу та досягнення корінням підповерхової трав'янистої рослинності, збільшення інфільтрації та зберігання води, зменшення втрати поживних речовин через ерозію і вилюговування, знижують кислотність Ґрунту та покращують його фізичні властивості Ґрунту та біологічну активність. Рослинний опад і кореневі екsudати забезпечують кругообіг поживних речовин у Ґрунті (Pulford and Watson, 2003; Coates, 2005; Padmavathiamma and Li, 2007; Mertens et al., 2007). Азот у внесених на земну поверхню гірських породах є основною обмежувальною поживною речовиною. Тому для підтримки здорового росту та стійкості рослинності може знадобитися регулярне додавання азоту в добрива (Yang та ін., 2003; Song та ін., 2004). Альтернативним підходом може бути впровадження бобових та інших видів, що симбіотично фіксують азот. Види, що фіксують азот, мають значний вплив на родючість Ґрунту через утворення легкорозкладаної багатой поживними речовинами підстилки. Мінералізація багатой азотом підстилки від цих видів дозволяє істотно перейти до супутніх видів і подальшого циклу, таким чином сприяючи розвитку самопідтримуваної екосистеми (Zhang et al., 2001). Singh et al. (2002) повідомили, що місцеві види бобових демонструють більше покращення параметрів родючості Ґрунту порівняно з місцевими небобовими видами. До цих висновків прийшли Tarika та Zabaluev (2000) після оцінки ефективності різних за компонентним складом злаково-бобових травосумішей на літоземах. Крім того, місцеві бобові є більш ефективними у виявленні відмінностей у властивостях Ґрунту, ніж екзотичні бобові в короткостроковій перспективі. Розгалужене коріння трав уповільнює ерозію та їх Ґрунтоутворювальні тенденції, зрештою утворює шар органічного Ґрунту, стабілізує Ґрунт, зберігають вологу та можуть конкурувати з бур'янистими видами. Початкове покриття повинно забезпечувати розвиток різноманітних самопідтримуваних рослинних угруповань (Shu et al., 2002; Singh et al., 2002;

Нао et al., 2004). Древа можуть потенційно покращувати ґрунт за допомогою численних процесів за рахунок збільшення вмісту органічної речовини у ґрунті, біологічної фіксації азоту, поглинання поживних речовин знизу, збільшення інфільтрації та зберігання води та зменшення втрати поживних речовин через ерозію. Крім того, древа створюють нові самопідтримувані верхні шари ґрунту. Рослинний опад і кореневі екsudати забезпечують кругообіг поживних речовин у ґрунті (Pulford and Watson, 2003; Coates, 2005; Padmavathiamma and Li, 2007; Mertens et al., 2007). На кар'єрах азот є основною обмежувальною поживною речовиною, тому для підтримки здорового росту та стійкості рослинності може знадобитися регулярне додавання азоту в добрива (Yang та ін., 2003; Song та ін., 2004). Альтернативним підходом може бути впровадження бобових та інших видів, що фіксують азот. Види, що фіксують азот, мають значний вплив на родючість ґрунту через утворення легкорозкладаної багатой поживними речовинами підстилки та обороту дрібних коренів і бульбочок. Мінералізація багатой азотом підстилки від цих видів дозволяє суттєвий перехід до супутніх видів і подальший цикл, таким чином уможлиблюючи розвиток самопідтримуваної екосистеми (Zhang et al., 2001). Singh та ін. (2002) повідомили, що місцеві види бобових демонструють більше покращення параметрів родючості ґрунту порівняно з місцевими небобовими видами. Місцеві бобові є більш ефективними у виявленні відмінностей у властивостях ґрунту, ніж екзотичні бобові в короткостроковій перспективі та інші кліматичні стреси. Слід провести також певну оцінку, щоб визначити, щойно план рекультивації буде завершено та рослинність з'явиться. Реалізація плану полягає в тому, щоб визначити, наскільки добре рекультивована ділянка функціонує як екосистема порівняно з подібними непорушеними ділянками. Рекультивація порушених земель – дуже складний процес. Більшість дослідників сходяться на думці, що успіх рекультивації слід вимірювати не лише наявністю рослинності на ділянці. Необхідно враховувати кілька параметрів, щоб визначити стан і функціональність ґрунтової системи, оскільки жоден окремий параметр не надає достатньої інформації для рекультивації

екосистеми. Як активація основних біологічних процесів ґрунту, так і перегрупування частинок ґрунту в стабільні агрегати є ключовими факторами, пов'язаними з функціональністю ґрунту (Filip, 2002; Sourkova et al., 2005; Heras, 2009). Bentham et al. (1992) розробили тривимірну систему вимірювання АТФ, активності дегідрогенази та ергостеролу для класифікації середовищ існування на основі мікробіологічних та фізико-хімічних характеристик. Хоча весь їхній набір даних включає інші фактори, такі як вміст вологи в ґрунті, тип екосистеми, відновлена чи непорушена ділянка, вони виявили, що використання вибраної тривимірної системи дозволяє розрізняти різні середовища проживання. Потім результати можна використовувати в поєднанні з довідковими базами даних непорушених ділянок для оцінки успіху відновлення.

Активність мікроорганізмів є ключовим фактором, що впливає на функціонування всіх земних систем. Це відіграє важливу роль у розкладанні та кругообігу поживних речовин. Edgerton та ін. (1995) виявили позитивну лінійну кореляцію між стабільністю агрегатів ґрунту та вуглецем мікробної біомаси, припускаючи, що вимірювання продуктивності мікробного співтовариства веде до обґрунтованих припущень щодо якості структури ґрунту. Крім того, було запропоновано, що оцінка популяцій ґрунтових мікробів та їх метаболічної активності може бути використана для визначення стабільності відновленої екосистеми. Мікориза - це мутуалістична асоціація між рослинами та грибами, яка впливає на всі наземні спільноти. Впливаючи на успіх окремих рослин, асоціація може зіграти певну роль в успіху меліоративних заходів через їх присутність (поліпшення росту та придатності бажаних видів) або в невдачі через їх відсутність. В даний час для оцінки активності мікоризи використовують кілька методів. До них відносяться як прямі, так і непрямі методи. Біотестування ґрунтів на мікоризні гриби широко використовується протягом тривалого часу. Існують два непрямі методи кількісного визначення мікоризної активності на основі біотестів на мікоризні гриби. Вони в основному використовувалися для тестування ґрунтів перед посівом, щоб оцінити

потенціал відновлення мікоризи. Потенціал інокуляту мікоризи (ПІМ) використовується як засіб для визначення здатності мікоризи відновлюватися після порушення. Інша процедура називається оцінкою найбільш імовірних значень ПІМ щільності мікоризних грибів. В обох типах процедур відома кількість досліджуваного ґрунту змішується зі стандартним стерильним ґрунтом і висівається даною мікоризною рослиною. Після відомого періоду рослину збирають і кількість гіфів або ПІМ оцінюють за відсотком довжини кореня, зараженого мікоризними грибами, або за пропорціями інфікованих кінчиків коренів (ектомікориза). Прямий метод передбачає визначення відсотка довжини кореня, що містить арбускулярну мікоризу або відсотка кінчиків коренів, які є ектомікоризою, використовуючи рослини, зібрані з поля в різний час після заміни середовища для росту (Allen and Friesse, 1992). Активність ґрунтових ферментів використовувалася як чутливі індикатори для відображення ступеня якості, досягнутого ґрунтом у процесі рекультивації (Caravaca та ін., 2003). Безпосереднім вимірюванням мікробної популяції є активність дегідрогенази. Дегідрогеназа - це оксидоредуктаза, яка присутня лише у життєздатних клітинах. Цей фермент розглядається як чутливий індикатор якості ґрунту в деградованих ґрунтах, і його було запропоновано як дійсний біомаркер для вказівки на зміни в управлінні ґрунтом за різних агротехнічних методів і клімату. Вимірювання гідролаз ґрунту забезпечує ранню індикацію змін у родючості ґрунту, оскільки вони пов'язані з мінералізацією таких важливих поживних елементів, як N, P та органічний вуглець (Сессанті та ін., 1994).

1.2. Геоєкологічні проблеми, пов'язані з виникненням покинутих територій видобутку корисних копалин в країнах ЄС.

Розподіл ринку праці та посилення вимог Європейської Спільноти до стану довкілля наприкінці 70-х років склалися таким чином, що країнам центральної Європи стало вигідним відмовитись від деяких еколого-

небезпечних технологій видобутку та переробки корисних копалин вирішивши проблему переносу робочих місць в країни Азії (Китай, Індія та інші). В зв'язку з цим доволі велика кількість діючих гірничо-видобувних підприємств була закрита, а території цих розробок виявились покинутими без належних кроків їх консервації та рекультивації. Весь життєвий цикл гірничовидобувних підприємств включає складові: розвідку, розробку, видобуток, збагачення корисних копалин. Маркетинг корисних копалин генерує вагомі доходи для промисловості, пов'язаної з корисними копалинами, а також є яскравим економічним імпульсом для місцевого населення для створення робочих місць, збільшення комерційної діяльності та консолідації. кращого рівня життя.

Отже перед європейськими вченими стала проблема з розробки детального переліку основних покинутих шахт, а також надання можливості порівняння чинних національних нормативних актів у контексті стратегій рекультивації залишених шахт вздовж географічного розрізу Європи на захід-схід. Інвентарний список і пов'язана з ним інформація про ранжування високого ризику (з описової діаграми шахти) були потім перетворені в тематичні карти за допомогою методології ГІС, щоб отримати інформацію в масштабі кожної ділянки та в цілому. Це стосується питань безпеки, потенціалу забруднення, оцінки залишків відходів, поточного управління, рекультивації та «валоризації» спадщини шахт. Довга історія видобутку та переробки корисних копалин призвела до збільшення кількості покинутих шахтних ділянок та переходу відходів у спадщину гірничих робіт (ENMR, 2006). Велика кількість породних відвалів, промислових комплексів, що іржавіють, шахт, що не використовуються, і наявність концентрацій потенційно токсичних елементів в екосистемах зробили постраждалі території небезпечними та непридатними для використання. Покинуті гірничі виробки та невикористовувані гірничі ділянки охопили десятки та навіть сотні гектарів сильно порушеної земної поверхні з втратою природного середовища існування для багатьох місцевих видів дикої природи через ліквідацію джерел їжі, чистої води та природних укриттів і утворення забруднених ґрунтів і води. Часто громади, що живуть навкруги

таких покинутих шах та кар'єрів, лише частково усвідомлювали цей вплив на навколишнє середовище з точки зору безпеки для здоров'я через неадекватне, неналежне або зневажливе використання покинутих шахт. Екстремальні наслідки щодо питань безпеки зрештою спричиняли соціальні конфлікти. Для цього формували експертну групу дослідників, які займалися вивченням впливу гірничої промисловості та післявидобувної діяльності на навколишнє середовище з мультидисциплінарної точки зору, щоб зробити ефективний внесок у цю невирішену проблему. Прикладом цього співробітництва став трирічний проект MINAB, підтриманий програмою НАТО в ім'я миру у 2007 му році. До складу команди увійшли вчені з Іспанії, Португалії, Італії та України. Координатором проекту від країн центральної Європи був проф. Джованні Пардіні з університету міста Жирона (Каталонія, Іспанія). Співкоординатором проекту від України був проф. Микола Харитонов з Дніпровського аграрно-економічного університету. Метою проекту стало відвідування гірничорудних сайтів, оцінка стану покинутих земель та розробка пропозицій по їх відновленню.

Треба зазначити, що видобуток корисних копалин практикувався в країнах Європи протягом сотень років, а в деяких випадках тисячі років завдяки багатим покладам металів в регіонах, і користь для суспільства була загалом високою. Однак гірничодобувна діяльність також супроводжувалася небезпечними умовами праці, особливо в старих шахтах, які, як тільки запаси корисних копалин зменшилися, були просто залишені, залишаючи пусті породи та «хвости» вільно забруднювати навколишні екосистеми. У наш час зростаючий тиск на навколишнє середовище та складність регулювання вимагають дотримання різних аспектів управління відходами (утилізація, обробка, моніторинг), також беручи до уваги, що 30% від загального обсягу відходів, що утворюються щороку, є видобутком певного типу діяльності. Незважаючи на це, низький або відсутній вплив нинішньої гірничодобувної промисловості на охорону навколишнього середовища та видима спадщина впливу минулої гірничодобувної діяльності викликають дедалі більшу

опозицію громад щодо відкриття нових шахт. Цей громадський тиск не обмежується розвиненими країнами, тому що електронний зв'язок і легкий доступ до засобів масової інформації змусили навіть віддалені громади все більше усвідомлювати потенційну шкоду від неконтрольованого видобутку. Занедбані шахти є надзвичайно серйозною екологічною проблемою, з якою стиркається гірничодобувна промисловість, оскільки її вирішення дуже повільне. Потенційна вартість зменшення ризику в широкому масштабі, відсутність чітко визначеної або взятої на себе відповідальності та відсутність критеріїв і стандартів для рекультивації земель затримали дії, спрямовані на рекультивацію цих територій. Крім того, більшість спроб міжнародних органів вивчити питання та надати вказівки національним інституціям зазнали невдачі. Як наслідок, покинуті або ті гірничодобувні підприємства, що, на сьогоднішній день є такими, для яких неможливо знайти власника або, для яких власник фінансово не в змозі чи не бажає провести рекультивацію. Насправді ці шахти створюють екологічні, небезпеківі та економічні проблеми для громад, а також для гірничодобувної промисловості та урядів багатьох країн. Однак ці об'єкти недостатньо задокументовані ні щодо їх кількості, ні щодо пов'язаних з ними різного роду наслідків для навколишнього середовища, які вимагають певної відповідальності. Таким чином, необхідні подальші дослідження та збір інформації про покинуті шахти з точки зору оцінки ризику для навколишнього середовища та для прийняття обґрунтованих рішень, економічно ефективного планування та сталого відновлення. Така інформація також необхідна для забезпечення прозорості прийняття рішень і доступу до інформації урядами, громадянським суспільством, промисловістю та іншими зацікавленими сторонами.

Дійсно, на багатьох європейських гірничодобувних підприємствах, як і в інших країнах світу, проблема залишення шахт та її екологічні наслідки є серйозною поточною ситуацією. До початку 80-х років багато європейських видобувних галузей накопичували залишки видобутку від процедур очищення металу у відкритих хвостосховищах або навіть видаляли ці залишки через

місцеві водотоки, що призводило до забруднення протягом десятиліть. Вплив цієї діяльності, яка тривала багато років, був величезним, і багато з цих прикладів можна побачити сьогодні на колишніх шахтах, де забруднення також поширюється на сільськогосподарські ґрунти та рекреаційні зони. Однак реальний масштаб цього впливу важко визначити, якщо на цю мету чітко не будуть спрямовані людські ресурси та спеціальне фінансування. Фундаментальне питання полягало в тому, щоб зрозуміти, скільки об'єктів дійсно слід вважати ризикованими як такі, що становлять проблему безпеки навколишнього середовища чи громади. Деякі небезпеки очевидні. Старі шахтні отвори можуть бути частково проваленими або шахтні деревини згнили, становлячи фізичну небезпеку, якщо вони не закриті належним чином і не захищені. Недбало масштабовані отвори не можуть впоратися з дітьми, любителями корисних копалин, а також любителями гострих відчуттів. Конструкції, які підстиляють вулиці та будівлі, можуть обвалитися. Дамби хвостосховищ теж можуть обрушитися. Кислий дренаж шахти (КДШ) або підкислений стік може забруднювати потоки, забарвлюючи їх яскраво-помаранчевим осадом, який позначає високі концентрації вивільненого заліза та важких металів. Тим не менш, забруднення важкими металами також існує в місцях, де КДШ знижений або відсутній, оскільки буферність кислотності не зменшує рухомість важких металів у навколишнє середовище. Інші небезпеки приховані. Разом із вільним залізом часто приходять інші, менш помітні елементи, включаючи потенційно токсичні кадмій, мідь, свинець, марганець, цинк, миш'як і ртуть. Сильний вітер може переносити пил, забруднений металами, із хвостосховищ і відвалів. Навіть давня гірнича діяльність може виділяти гази, які роблять повітря небезпечним для дихання, наприклад метан із вугільних шахт, і чадний газ із так званих твердих шахт, де видобували такі метали, як мідь, срібло, свинець, кадмій і цинк. Води з уранових або фосфатних шахт можуть переносити природні ізотопи підвищуючи фоновий рівень вище нормального. Безумовно, найбільш стійким і руйнівним впливом покинутих шахт на навколишнє середовище та здоров'я є кислий дренаж шахти. На

відміну від кислотності, яка утворюється в результаті вивітрювання мінералізованої породи, цей тип вилуговування називається «кислотним дренажем». Іншими словами КДШ — це кисла вода, настільки кисла, що дає рН менше 2, щоб розчинити металеві інструменти. Для порівняння, за логарифмічною шкалою рН чистої води є нейтральною при рН 7,0, лимонний сік має рН 3,4, а 30% розчин сірчаної кислоти, наприклад акумуляторна кислота, має рН 2,0. Кислотний дренаж відбувається, коли вода, повітря, певні бактерії та сульфідні мінерали (такі як пірит, марказит, арсенопірит, халькопірит та будь-який інший залізовмісний сульфідний мінерал) вступають у контакт один з одним. Коли кислотний дренаж проходить природним шляхом, то він призводить до виникнення «червоної води», яка здавна вважається одним із перших показників, які перші шахтарі використовували для пошуку родовищ корисних копалин. Природне вивітрювання зазвичай не створює достатньої кислотності, щоб істотно вплинути на навколишнє середовище. Навпаки, видобуток корисних копалин може винести на поверхню велику кількість сульфідів і розбити їх на дрібні шматочки, таким чином відкриваючи більшу площу поверхні для реакції з повітрям і водою, виробляючи КШД. Сульфіди, зазвичай, з'являються в тих самих геологічних умовах, що й багато видів металів і вугілля. Окислення сульфідів створює велику кислотність. Утворена сірчана кислота служить середовищем для розмноження спеціалізованих мікробів. Ці мікроби, у свою чергу, ще більше окислюють мінерали. У результаті виникає ланцюгова реакція, яка триватиме, доки сульфіди не будуть витрачені. Залежно від родовища корисних копалин цей процес може тривати від сотень до тисяч років. КШД часто викликає солюбілізацію токсичних елементів, їх дифузія в різні компартменти навколишнього середовища може бути швидкою та небезпечною. Крім того, недосконалі методи видобутку та збагачення, а також вилуговування та ерозія залишків шахтних відходів можуть потенційно підвищити рівень важких металів у ґрунті та становити серйозний ризик для здоров'я людини через подальший потенціал збільшення їх впливу вздовж харчового ланцюга (Ginocchio та ін. ., 2010).

2004). Картина цієї ситуації передбачає втручання, спрямоване на рекультивацію забруднених гірничодобувними роботами ділянок. Деякі регіони видобутку корисних копалин, якими користується більше ніж одна країна (наприклад, Португалія та Іспанія, Іберійський піритовий пояс), можуть бути потенційним джерелом конфлікту, пов'язаного з КДШ уздовж транснаціональних гідрографічних басейнів. Існує величезна різниця між ситуацією покинутих шахт і ситуацією на поточних діючих шахтах, де зараз очікується і часто вимагається відновлення. Тут компанії та уряд встановили юридичні, фінансові та технічні процедури для забезпечення реабілітації шахтних відвалів, щоб зробити можливим їх інше економічне використання після припинення видобутку. У покинутих шахтах розподіл відповідальності є іншим, він лежить на невстановленому або небажаному власнику, що не призвело до жодних дій. Але проблеми потрібно вирішувати, а інституції повинні застосовувати нові дії, навіть у плані нав'язування фіскальних механізмів, які стягуються з усієї мінерально-сировинної промисловості, щоб оплачувати очищення тих покинутих шахт, на які не покладено відповідальність.

Окрім будь-якого соціально-економічного аспекту, рекультивація покинутих шахт повинна включати деякі або всі наступні заходи:

- Постійна герметизація підземних виробок і всіх шахтних виробок, запобігання витокам води і газу, які можуть спричинити негативний вплив на навколишнє середовище;
- Переконавання, що кар'єри є стабільними та не становлять ризику для людей, тварин або навколишнього середовища;
- Видалення всіх матеріалів та обладнання, що лежать на поверхні;
- Знесення поверхневих будівель і споруд, якщо немає спеціальних програм для їх продуктивного використання (перетворення в музей видобутку корисних копалин, місця проведення конференцій і культурних заходів тощо);
- Виконання всіх кроків, необхідних для забезпечення безпеки хвостосховищ і шламових ставків, відвалів ґрунту, відвалів, відвалів та будь-

яких інших видів відходів, що утворюються в результаті видобутку корисних копалин, які можуть змінити динаміку навколишнього середовища та спричинити небезпеку для людей;

- Розчищення територій, які раніше використовувалися під шахтні наземні споруди;

У разі необхідності проведення реабілітації вона повинна включати наступні заходи:

- Відновлення поверхні землі, включаючи прибирання приміщень, вирівнювання землі та озеленення;

- Встановлення походження будь-якої води, що залишилася у кар'єрі або штольнях, і очищення її, якщо необхідно (вапнування);

- Рекультивація сміттєзвалищ;

- Встановлення характеру ґрунтів, ступеня та масштабів забруднення аномальними концентраціями важких металів та небезпеки відповідно до сучасного землекористування;

- Реабілітація забруднених водотоків;

- Моніторинг результатів за визначений період після рекультивації ґрунтів і води.

Хоча було небагато спроб кількісного визначення, загалом вважається, що проблема покинутих гірничодобувних територій є основною невирішеною екологічною та соціальною проблемою для промисловості, громад та урядів.

Нижче наведені приклади деяких покинутих гірничодобувних територій в Іспанії, Італії та Португалії.

Іспанія, Каталонія, провінція Жирона - Осор, Англес, Сан-Хулія-де-Льор, покинуті копальні Pb, Zn.

Основними видобутими мінералами були PbS, ZnS і CaF₂. У середньому 178 000 тонн руди на рік було видобуто та перероблено з усього шахтного комплексу, який мав глибину 330 м та 11 поверхів, які простягалися на різні кілометри. Шахти припинили свою діяльність у 1979 році через низьку вартість

металу. Відтоді вони були повністю занедбані, а руїни шахти, пусті породи та хвостосховища все ще знаходяться на місці (Рис.1.1 та 1.2).



Рис.1.1. Покинута шахта Осор



Рис. 1.2. Шламосховище шахти Осор

Протягом п'ятдесяти років відходи збагачувальної фабрики скидалися безпосередньо в річку Осор, що перетинає ділянку шахти. Сама річка Осор використовується місцевими фермерами для зрошення сільськогосподарських угідь (рис. 1.3 та 1.4).



Рис.1.3. Дренажні канали шахти Осор



Рис.1.4. Сільгоспугіддя поблизу зрошувального каналу

Ця практика була перервана в 1975 році через заборону місцевої влади. Тим не менш, ця тривала та екологічно небезпечна практика спричинила відкладення залишків шламу на сільськогосподарських полях у підніжжі схилу під час повеней, і більшість ґрунтів все ще забруднені високими концентраціями важких металів (Pardini et al, 2017). При проведенні робіт з

очищення зрошувальних каналів можна спостерігати біло-сірий гірничий залишок, винесений на поверхню (Рис.1.5).



Рис.1.5. Біло-сірий гірничий залишок на поверхні після робіт з очищення каналів зрошення

Сьогодні сотні тисяч кубометрів шахтних відходів все ще залишаються на землі з підвищеними концентраціями важких металів і без жодних планів управління. Процеси стоку та ерозії сприяють мобілізації цих залишків із високим потенціалом забруднення навколишнього ґрунту та води. Природні та сільськогосподарські ґрунти вміщують, у середньому, 1200, 3000 та 27 мг/кг Pb, Zn та Cd відповідно, і лише декілька останніх спроб проводяться (фіторе mediaція). Щодо аспекту валоризації шахтарської спадщини, муніципалітет Англес і Осор створили за власне фінансування тематичний музей, присвячений гірничодобувній діяльності регіону. Крім того, було видано книгу з історії гірничої діяльності, яка включає фільм, який представляє збірку знятих гірничих подій протягом періоду існування шахти. Зібрані гроші реінвестують у розширення музею та відновлення частин будівель шахти.

Португалія, провінція Алентежу – Сан-Домінгуш, Алжустрель, Лусал, Кавейра, Ферраріас покинуті шахти FeS, CuS

Ці шахти експлуатувалися в римську епоху та з XIX століття до 1980-1990-х років. Крім Ferrarias, усі шахти пов'язані з розробкою вулканогенних масивних сульфідних родовищ Іберійського піритного поясу (ІПП). Шахта Ферраріас є родовищем жильного типу. Шахта São Domingos, закрита в 1966 році, є одним із найбільш символічних масивних сульфідних родовищ. Вона

розташована за 17 кілометрів від села Мертола в регіоні Алентежу на півдні Португалії, у самому центрі Іберійського піритного поясу, приблизно за 5 км від кордону з Іспанією. Власник шахти (Mason & Barry Company) розробляв родовище São Domingos відкритим способом до 120 м і підземним способом до 420 м (Matos et al. 2006) зі швидкістю видобутку руди приблизно 250 000 тонн на рік. В цій місцевості панує середземноморський клімат з довгим жарким літом і короткою зимою. Геологічно ґрунт регіону складається з верхнього палеозою, поєднання вулканічних і осадових порід.

У 1966 році шахта була залишена, оскільки запаси міді були вичерпані. Відтоді це спричинило забруднення рослинності та особливо води, що загрожує людям і тваринам у цілому регіоні. Кілька відкритих шлакових відвалів оточують багато старих інфраструктур. Відходи з шахти оцінюються в 14,7 Мт, а екстремальний вплив, спричинений КДШ просліджується на території понад 315 га (Matos et al. 2006, Matos & Martins 2006a,b). Відходи з шахти містять шлами, будівельне сміття та особливо осад, який утворюється в результаті стоку з цих матеріалів. Дванадцять типів відходів гірничої промисловості та три класи гірничих звалищ були розглянуті на детальній карті шахтного сектору (Matos et al. 2006). Через високу концентрацію крихкої руди поблизу кар'єру шахти та зруйнованих сіркою заводів є кристали сірки та різні токсичні сульфатні сполуки (Рис. 1.6 та 1.7).



Рис.1.6. Покинуті шахти из видобутку FeS та CuS



Рис.1.7.Водойма дамби Чанса

Ця ситуація викликає занепокоєння, оскільки створює серйозні проблеми для навколишнього середовища, не лише для ландшафту та рослинності, але й

для всіх екосистем регіону. Після того, як шахту закрили, вода в цих лагунах стала дуже кислою, з рН 2,4 (локально рН може знизитися до 1,3). Ця кисла вода з високим вмістом оксидів сильно забруднена. Потенціал забруднення високий, особливо в нижній течії річки Чанка, яка визначає португальсько-іспанський кордон. Крім того, вода з дамби Чанка використовується для зрошення найближчих сільськогосподарських угідь (Рис.1.7). Через інфільтрати воно стало дуже небезпечним для тварин і людей, але було проведено кілька спроб відновлення.

Італія, Сардинія, провінція Кальярі – покинуті шахти Васси Лоссі, Ingurtosu, Montevecchio після видобутку As, Pb, Zn

Спадщина гірничодобувної промисловості, покинута на даний момент, добре задокументована на Сардинії. Сардинія була одним із найважливіших регіонів з видобутку свинцю та цинку в Європі.

Період з 1850 по 1950 рік був періодом розквіту гірничодобувної промисловості Сардинії. Припинення майже будь-якої діяльності з експлуатації не супроводжувалося адекватною рекультивацією ділянок, тому більшість територій видобутку зазнають і досі погіршення навколишнього середовища. Це виглядає як залишені «хвости» та кам'яні насипи на крутих схилах (рис.1.8) та потік забрудненої води з покинутої свинцево-цинкової шахти Інгуртосу (рис.1.9).



Рис.1.8.Покинута миш'якова шахта Бакку-Локчі



Рис.1.9. Потік води з шахти Інгуртосу

Більшість покинутих шахтних територій зараз включено до «Природного та історичного геоекологічного парку Сардинії» за підтримки ЮНЕСКО.

1.3. Оцінка заходів з фітореMediaції за допомогою мікроорганізмів на шахті Інгуртосу (Сардинія, Італія)

Ідея проекту UMBRELLA, фінансованого сьомою рамковою програмою ЄС полягала у використанні інтегративного підходу, отриманого з урахуванням «геобіологічних» процесів для рекультивації техноземів у шахтах та інших забруднених важкими металами районах по всій Європі (Sprocati et al, 2014). Цей підхід базується на ідентифікації відповідних штамів мікроорганізмів, місцевих для даної ділянки, та їх використання в поєднанні з ендемічними рослинами для оптимізації процесів фітоекстракції або фітостабілізації. З цією метою були відібрані мікробні штами з відповідними характеристиками, толерантними до важких металів та стимулятори росту рослин (СРР), щоб створити мікробні консорціуми, які будуть використовуватися як агенти біоаугментації в експериментах з фітореMediaції. Внесок мікоризи також досліджувався: залежність від мікоризи поширена серед рослин, відібраних для фітореMediaції промислових хвостів (Turnau et al. 2012). Рослини, які зазвичай використовуються в таких практиках, включають трави, які можуть розвиватися без мікоризи (факультативна мікориза), але розвиток яких усе ще залежатиме від кліматичних умов і догляду людини, наприклад поливу, що є дорогою альтернативою. У таких випадках фітореMediaція починає бути стійкою і добре прогресує при появі арбускулярних мікоризних грибів або АМГ (Turnau et al. 2012; Ryszka and Turnau 2007). Було виявлено, що мікориза покращує багато аспектів життя рослин, що виникають через дефіцит живлення та недостатню доступність води, зменшує стреси від токсичних металів, тепла та ультрафіолетового випромінювання та підвищує стійкість рослин до

патогенів. У цьому зв'язку досвід, отриманий на італійському випробувальному полігоні покинутої шахти з видобутку мінералів сфалериту та галеніту в Інгуртосу (Сардинія) для оцінки застосовності «набору інструментів», розробленого для встановлення оптимальних методів поєднання мікроорганізмів і рослин для рекультивації ґрунтів, забруднених гірничою діяльністю. Цей досвід став частиною ряду польових робіт, які проводяться паралельно на видобувних підприємствах по всій Європі. Експериментальна діяльність на полігоні Інгуртосу розпочалася з попередньої характеристики, включаючи (гідро)геохімію, концентрацію важких металів та їх міграцію у ґрунті, біорозвідку для мікробіології та ботаніки. Ці дані були основою для розробки набору інструментів для впровадження процесу фіторе mediaції за допомогою мікробів. Рослина *Euphorbia pithyusa* була обрана як ендемічна рослина-піонер для асоціації з бактеріальним консорціумом, що складається з десяти місцевих відібраних штамів, бактерій, стійких до металів, і ефективних продуцентів сполук ростових регуляторів. Польове випробування було розпочато в жовтні 2011 року. Експериментальний план польового дослідження включав різні способи обробки, які використовувалися окремо або в комбінації: біоаугментація за допомогою бактеріальних консорціумів, мікориза і комерційна мінеральна домішка вироблена з червоного шламу(побічного продукту бокситової промисловості), який широко використовується після відповідної нейтралізації для процесів відновлення навколишнього середовища через його здатність знижувати рухомість важких металів (Ma and Feng, 2011; Liu et al. 2011). Механізм детоксикації контролюється різними явищами, які відрізняються для кожного металу в залежності від його характеристик і форми, в якій він присутній (Brunori et al. in., 2005). Червоний шлам характеризується дуже високою лужністю, і його основними складовими є кристалічний гематит (Fe_2O_3), беміт ($\gamma\text{AlO}(\text{OH})$), кварц (SiO_2), содаліт ($\text{Na}_4\text{Al}_3\text{Si}_3\text{O}_{12}\text{Cl}$) і гіпс ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), з незначною присутністю кальциту (CaCO_3), вевелліту ($\text{CaC}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) і гібситу ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Препарат Viomine™ отримують в результаті реакції між червоним шламом та морською водою, таким чином знижуючи

отриманий рН з >13 до рН <9 (Virotec International 2013). Екологічна придатність цього матеріалу відповідно до італійського законодавства вже була оцінена (Brunori et al. 2005). Через п'ять місяців після початку польових випробувань була проведена попередня оцінка комплекту інструментів у польових умовах, щоб вирішити, чи продовжувати польові випробування, чи повернутися до лабораторії для будь-якого налаштування блоку інструментів. Шахта Інгуртосу належить до гірничодобувного району Арбурезе, розташованого на південному заході Сардинії. Розробка родовища мінералів Монтевеккіо-Інгуртосу була головним джерелом свинцю і цинку протягом більш ніж століття. Рудне тіло – це система жил протяжністю не менше 12 км. Тіла жил були здебільшого розміщені всередині термометаморфічного ореолу інтрузії Варискан, але частково вони перерізали саму інтрузію (так звані радіальні жили). На Інгуртосу Pb–Zn шахті, як і на інших шахтах району, головними об'єктами експлуатації були мінерали галеніт і сфалерит. У невеликих кількостях присутні халькопірит і пірит. Мінералами жили були кварц і сидерит. Діяльність шахти припинилася в 1968 році без будь-якої турботи про погіршення навколишнього середовища, зокрема через ризик забруднення важкими металами. Згодом, шахта Інгуртосу була включена до списку покинутих шахт, що підлягають рекультивації на Сардинії. Залишені шахтні хвости перебувають під значним впливом напівпосушливого клімату з рідкими, але іноді сильними дощами, дефіциту рослинності та обмежених ресурсів підземних вод. Серед рослин, які здатні колонізувати ці ділянки, спостерігалися такі: *Cistus salvifolius*, *Rosmarinus officinalis*, *Ranunculus bullatus*, *Festuca sp.*, *Helichrysum italicum*, *Ptilostemon casabonae* та *Euphorbia pithyusa*. Останній вид був обраний для польового дослідження як добре адаптований до місцевих умов. Польовий дослід в зоні складування шламів шахти Інгуртосу розпочався у жовтні 2011 року через кілька днів після введення бактеріальних і мікоризних консорцій (рис. 1.10).



Рис.1.10. Дослідна ділянка з варіантами рекультивації на шахті Інгуртосу(Сардінія)

Підготовка бактеріальних та мікоризних інокулятів. Біоаугментацію проводили за допомогою нативного бактеріального консорціуму, що складається з десяти штамів бактерій, відібраних серед усіх ізолятів, які продемонстрували найкращі метаболічні характеристики стійкості до важких металів та біостимуляторів: *UI2-Pseudomonas sp.*, *UI3-Stenotrophomonas maltophilia*, *UI4-Rhizobium sp.*, *UI6-Niabella sp.*, *UI7-Curtobacterium flaccumfaciens*, *UI9-Streptomyces violarius*, *UI18-Streptomyces sp.*, *UI24-Plantibacter sp.*, *UI27-Niabella sp.* і *UI28-Bacillus cereus*. Інокулят арбускулярної мікоризи був отриманий з використанням культур-пасток фрагментованих кореневих систем видів рослин (*Rosmarinus officinalis*, *Ranunculus bullatus* і *Carlina corymbosa*; *Asphodelus cerasiferus*, *Ptilostemon casabonae*, *Cistus salvifolius*, *Trifolium sp.* і *H. italicum*) і ґрунту, що містить міцелій. та/або спори, зібрані на промислових відходах Сардинії. У ґрунт кожної експериментальної ділянки було внесено 1 л живого або автоклавованого інокулята. У кожному грамі інокулята було присутні близько 700 пропагул (включаючи міцелій, спори, везикули та коріння, колонізовані міцелієм), як оцінено на основі найбільш вірогідної кількості пропагул. Підготовку бактеріальних та мікоризних інокулятів методом біоаугментації проводили за допомогою нативного бактеріального консорціуму, що складався з десяти штамів бактерій,

відібраних серед усіх ізолятів, які продемонстрували найкращі метаболічні характеристики стійкості до важких металів та ростових стимуляторів: *UI2-Pseudomonas sp.*, *UI3-Stenotrophomonas maltophilia*, *UI4-Rhizobium sp.*, *UI6-Niabella sp.*, *UI7-Curtobacterium flaccumfaciens*, *UI9-Streptomyces violarus*, *UI18-Streptomyces sp.*, *UI24-Plantibacter sp.*, *UI27-Niabella sp.* і *UI28-Bacillus cereus*. У полі суспензію консорціуму потім розводили у водопровідній воді, щоб отримати 106 КУО/г ґрунту, що відповідає 108 КУО/м², і розподіляли по поверхні ґрунту за допомогою лійки. Інокулят арбускулярної мікоризи був отриманий з використанням культур-пасток фрагментованих кореневих систем видів рослин (*Rosmarinus officinalis*, *Ranunculus bullatus* і *Carlina corymbosa*; *Asphodelus cerasiferus*, *Ptilostemon casabonae*, *Cistus salvifolius*, *Trifolium sp.* і *H. italicum*) і ґрунту, що містить міцелій. та/або спори, зібрані на промислових відходах Сардинії. Кожна ділянка отримала 1 л живого або автоклавованого інокулята. У кожному грамі інокулята було присутні близько 700 пропагул (включаючи міцелій, спори, везикули та коріння, колонізовані міцелієм), як оцінено на основі найбільш вірогідної кількості пропагул. З іншого боку, коли той самий аналіз було повторено на 12 експериментальних повних факторних планах, отриманих шляхом вибору експериментів, де були присутні положення. Набір даних, зібраних під час 5-місячного польового випробування, виявив низку позитивних елементів, які свідчать про те, що ендемічний *E. pithyusa* та бактеріальний консорціум сумісні та здатні встановити асоціацію в ґрунті ділянки Інгуртосу. Введення *E. pithyusa* явно підвищувало мікробну активність ґрунту навіть за відсутності біоаугментації; незважаючи на це, присутність бактеріального інокулята ще більше підвищила якість ґрунту, розширивши функціональну різноманітність і особливо спорідненість мікробної спільноти з кореневими ексудатами, показуючи, що вони діють узгоджено. Рослина *E. pithyusa* виявилася добре ефективним видом металофітів, який здатний поглинати в надземній частині рослини Cd, Pb і Zn. Присутність препарату Viromine™ призвела до зниження біодоступності металів, особливо Zn і Cd, з відповідним зниженням їх поглинання надземною частиною рослини. У

польових випробуваннях через 5 місяців 90% рослин вижили, а бактеріальний інокулят також вижив, незважаючи на холодну пору року. Багатофакторний аналіз підтверджує висновок про те, що запропонований підхід, що передбачав вирощування ендемічної рослини *E. pithyusa* та підтримки місцевого консорціуму, може бути створений у ґрунті гірничодобувного району Інгуртосу. На закінчення можна дати позитивну оцінку застосованому підходу, розробленому для використання фіторе mediaції за допомогою мікроорганізмів в польових умовах. Під час проведення польових випробувань відстежували ефективність набору заходів щодо обмеження розсіювання металів із ґрунту у водну систему (фітоекстракція або фітостабілізація), а також зручність розширення набору підходів та перенесення на інші ботанічні види з метою покращення покриття рослин.

Отже, рекультивація є важливою складовою освоєння мінеральних ресурсів відповідно до принципів екологічно сталого розвитку. Метою рекультивації земель є відновлення екологічної цілісності порушених територій. Відновлення рослинного покриву є найбільш поширеним і корисним способом біологічної рекультивації для зменшення ерозії та захисту ґрунтів від деградації. Відновлення рослинного покриву повинно здійснюватися з рослин, відібраних на основі їх здатності виживати та відновлюватися в місцевому середовищі, а також на їх здатності стабілізувати структуру ґрунту. Відновлення рослинності сприяє розвитку азотфіксуючих бактерій і мікоризних асоціацій, які є фундаментальними для підтримки якості ґрунту, опосередковуючи процеси обороту органічної речовини та кругообіг поживних речовин. Рекультивацією розкритих гірських порід можна керувати ефективно, якщо правильно визначити хімічні, фізичні та біологічні властивості ґрунту. Ущільнення, низька водоутримуюча здатність, об'ємна щільність, дефіцит мікро- та макроелементів і пов'язані з цим обмеження вкорінення є основними факторами, що обмежують продуктивність шахтних ґрунтів. Високий рівень потенційної кислотності (низький рН) серйозно обмежує продуктивність деяких шахтних ґрунтів, але ця проблема значно менша за

масштабом, ніж ущільнення шахтного ґрунту. Накопичування верхнього ґрунту не тільки знижує активність мікробів, але й порушує структуру ґрунту. Верхній шар ґрунту є важливим компонентом для рекультивації земель у районах видобутку корисних копалин. Нагромадження має систематично обробляти та зберігати верхній шар ґрунту, щоб можна було захистити його фізичні та біологічні характеристики. Продуктивні заміники верхнього шару ґрунту можна отримати з розкривних порід твердих порід свіжого ґрунту, але слід бути обережним у виборі та розміщенні. Продуктивність ґрунту також можна збільшити шляхом додавання різних поправок, таких як сіно, тирса, мульча з кори, деревна стружка, залишки деревини, осад стічних вод, тваринний гній, оскільки вони стимулюють мікробну активність (бактерії та мікоризу), що забезпечує поживними речовинами (N , P) і органічного вуглецю в ґрунт. Кислі відвали можна відновити, висаджуючи металостійкі рослини, які можуть рости в дефіцитному ґрунті з підвищеним вмістом металу. Посадка різних видів трав, дерев, чергування з бобовими та місцевими видами через їх адаптацію до дефіциту поживних речовин і ознаки швидкого росту повинні бути здатними відновлювати родючість ґрунту та прискорювати екологічну сукцесію. Рекультивація розкривних відвалів – це не операція, про яку слід думати лише під час або безпосередньо перед закриттям шахти. Скоріше, це має бути частиною комплексної програми ефективного управління навколишнім середовищем на всіх етапах розробки ресурсів – від розвідки до будівництва, експлуатації та закриття. Гірничодобувні організації напрацьовують досвід, щоб знову зібрати види, які мають шанс рости, розвиватися та відновлювати місцеве біорізноманіття. Вони досягають цього, приділяючи пильну увагу всім аспектам рекультивації та відновлення рослинності: від початкового планування, розчищення, видалення ґрунту, зберігання та заміни до відбору видів і відновлення рослинності з пов'язаними з нею організмами; на утримання територій на майбутнє. Найкращий час для встановлення рослинності визначається сезонним розподілом і надійністю опадів. Рекультивація повинна виходити за межі насадження нового ландшафту,

розглядаючи землю як інтегровану систему, яка функціонує над і під землею.

Pb–Zn хвости, як субстрат для росту рослин на шламосховищі в Польщі

Завдяки широкому розмаїттю мінеральних ресурсів південна Польща є найбільш промислово розвинутим регіоном країни. Руди, багаті на цинк і свинець, особливо поширені в околицях Битома, Олкуша і Хшанова. Економічно важливими є метасоматичні руди, видобуті з тріасових доломітів. Видобуток металевих руд сягає десятого століття, коли використовувався поверхневий рудобетон, і до дванадцятого століття, коли розпочався видобуток руди. Гірничодобувний комбінат Тшебьонка (ZG Trzebionka) — одна з компаній, що видобувають руди. Він розташований між Хжанувом і Тшебінею, місцями інтенсивного промислового розвитку протягом останніх 100–150 років. Спочатку викопували лише свинець і срібло, переважно вручну та відбирали візуально. Значно пізніше видобутий матеріал подрібнювали і центрифугували у воді в гідроциклонах. Потім руду збирали з дна. Ця технологія була не дуже ефективною, оскільки відходи, які складалися у вигляді куп, містили вдвічі більше дорогоцінних металів, ніж у технологіях, які були розроблені пізніше. З іншого боку, зернистість матеріалу становила 2–7 мм, і відходи не так легко переносилися вітром. Цю технологію використовував З. Г. Тшебьонка з 1960-х років. Щорічно видобувалося 2,2 млн. тонн руди. Ця діяльність була припинена в липні 2009 року, коли ресурси були вичерпані. Відходи, що утворилися як побічний продукт флотації, осаджувалися на відстані 1 км від місця видобутку руди, в результаті чого утворилося хвостосховище висотою 60 м і площею 64 га (рис. 1.11). Тверду фракцію використовували для формування хвостосховищ, у які скидали рідку фазу. Відходи, багаті на важкі метали, піддаються вітровій та водній ерозії, що становить загрозу навколишньому середовищу та здоров'ю людей. Незважаючи на те, що рН відходів коливається від 7 до 8, а токсичність для живих організмів не така висока, як можна було б очікувати, якщо врахувати загальний вміст відходів, тим не менш, частинки відходів можуть рухатися та збільшувати токсичність ґрунту в навколо, особливо якщо рН ґрунту низький.

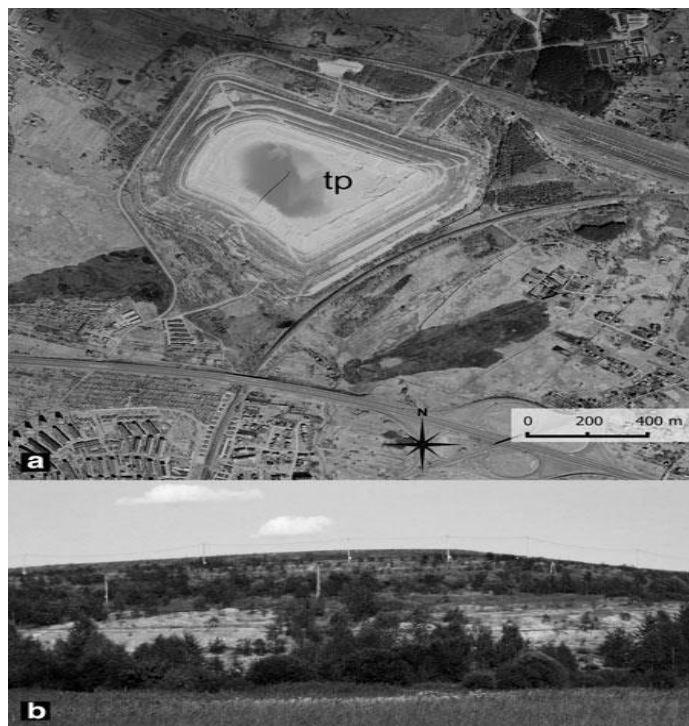


Рис.1.11. Хвостосховище промислового майданчика Тшебьонка:

(а) вид на хвостосховище; (б) хвостосховище, як видно з поверхні землі

Моніторинг ґрунтів, який проводився неодноразово в районі хвостосховища, і загальні дані не залишають сумнівів у тому, що хвостосховище є джерелом забруднення ґрунту Cd (4–16 мг/кг), Pb (200–400 мг/кг), Zn (400–800 мг/ кг, Cu (20–40 мг/кг) та Sr (40–80 мг/ кг) (усі виміряні після екстракції в HCl), а також були виявлені підвищені концентрації As, Co, Hg, Ni Ti та V. Встановлено, що вирощування рослинності на зовнішніх схилах хвостосховища дещо зменшує ступінь забруднення поза зоною відкладення субстрату. У планах на майбутнє – вирівнювання та відновлення хвостосховища з подальшим використанням громадою як зони відпочинку. Ця мета є складною, і хвостосховища все ще потребують постійного моніторингу на наявність потенційних загроз для біоти. Відходи після флотації є надзвичайно проблемними субстратами для росту рослин і будь-якої біологічної рекультивації, оскільки вони складаються з мілких частинок <0,3 мм. Низька шпаристість призводить до несприятливих повітряно-водяних умов, обмеження інфільтрації води під час опадів і обмеження поповнення води капілярним підйомом із глибших шарів у посушливі періоди. Вони сприяють вітровій ерозії в посушливі періоди та водній ерозії під час дощів. Схили відвалів схожі за типом, хоча розміри часток шламу часто більші. Схили

відвалів також більш схильні до ерозії, тому стабілізація є ще складнішою. Усім хвостосховищем було порівняно легко управляти, поки проводився видобуток і вода закачувалась у відстійник. Всередину закачувалося близько 560 тис. м³ води на рік, що перевищувало розрахункову кількість атмосферних опадів для цієї території. Зараз, після припинення діяльності заводу, очікується, що гідрологічна ситуація погіршиться. Хімічний склад субстрату також несприятливий, оскільки вміст карбонатів становить понад 75%, з високими концентраціями Ca^{2+} , SO_4^{2-} та низькими Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- та HCO_3^- . У наймолодшій частині субстрату не було виявлено органічних речовин і дуже низький вміст P і N. Вміст важких металів у субстраті в кілька разів перевищує значення, визначені як допустимі для орних ґрунтів, і містить 468 мг/кг загального кадмію, 7068 мг/кг загального свинцю та 53 303 мг/кг загального цинку. Через лужне значення pH їх доступність не є дуже фітотоксичною і, здається, не є основною проблемою при утилізації відходів, враховуючи, що рослини можна збагачувати кількома механізмами для протидії токсичній дії металів. Наприклад, ці метали можуть бути виключені рослиною в результаті хелатоутворення в грибковому міцелії мікоризних грибів, зв'язування зі стінками клітин кореня та випадання осаду в ризосфері або через кореневі екsudати, чи понижене поглинання. Важкі метали, які поглинають рослини, можуть бути детоксиковані (а) складними органічними молекулами, такими як металотіонеїни та фітохелатини, які синтезуються організмами та (б) транспортерами важких металів, які є широкою групою різних білків. Більшість рослин, що зустрічаються на Zn-Pb хвостах, зазвичай зустрічаються в інших середовищах та класифікуються як псевдометалофіти (Turnau et al., 2012). Єдиною рослиною, характерною для багатих металами ґрунтів, є каламіновий екотип *Silene vulgaris*, який іноді називають *S. vulgaris var. humilis*. Цей екотип пристосований до суворих умов у відходах, і порівняно з екотипами, що ростуть на незабрудненому ґрунті, він має менші, але товстіші листя, більш рясне кореневе волосся, швидший розвиток до генеративної фази, на 20% більше квітів і численні менші насіння. Такі рослини більш стійкі до посухи та

важких металів, таких як Zn і Pb. Фітостабілізація є єдиною можливою стратегією зменшення токсичного потенціалу промислових відходів, оскільки вона мінімізує вітрову та водну ерозію, а також поглинання важких металів рослинами. Хвости мають форму крутого пагорба. Найдавніші відходи локалізуються в основі, тоді як молодші шари відкладаються поступово вище. Реставрація хвостосховища включає його покриття 20-сантиметровим шаром перегною. Зазвичай уникають використання ґрунту без важких металів, оскільки це дороге, якщо площа велика. Товщина матеріалу коливається від 20 см до 2 м у місцях сповзання матеріалу в локальні западини в результаті водної ерозії. Є дві важливі причини для використання цієї процедури перегнійного шару. Такий шар дозволяє легше закріпити рослинність, затримуючи фактори, які обмежують ріст рослин. Таким чином, перенесення важких металів у біомасу рослини буде зменшено. Загалом на хвостосховищах Тшебьонка відзначено майже 100 видів рослин. Рослини, які висівають у процесах відновлення, належать до обраних сортів трав, таких як *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne* та *Phleum pratense*, і вони збагачені *Medicago sativa*, *Trifolium pratense* та *Melilotus albus*. Хоча популяції *L. perenne* охоплювали до 41% площі після посіву насіння протягом 2 років на старих хвостах, вони були майже повністю знищені через кілька сезонів. Десятирічний субстрат був вкритий *L. perenne* 0,05%, тоді як інші, такі як *P. pratense* або *F. rubra*, утворювали 15% покриття. Усі вони майже повністю вибули з змагань на старших етапах. У 10–20-річних хвостах субстрат знову оголюється у великих пропорціях через зникнення покривного матеріалу та іноді через випадковий розлив продуктів флотації зі зруйнованих труб, які ведуть флотаційну пульпу/рідину до відстійника. У таких місцях зустрічаються зразки *Caryophyllaceae* (*Cerastium spp.*, *Silene vulgaris*) і *Brassicaceae* (*Cardaminopsis renosa*). Це немікоризні рослини, і оскільки їх біомаса мала, вони мало сприяють процесу відновлення рослинності. За програмою озеленення в хвостосховище також вводять чагарники та дерева. Серед них місцеві види, такі як *Betula pendula*, яка є найпоширенішою; *Acer pseudoplatanus* і *Sorbus*

ausiparia, які відносно поширені; *Hippophae* *ramnoides*, *Acer platanoides*, *Populus alba*, *P. tremula*, *Pinus sylvestris* і *Tilia cordata*, які є рідкісними або з'являються локально; і *Alnus glutinosa* і *Larix decidua*, які виживають лише спорадично. Серед інтродукованих екзотичних видів - найбільш поширена *Robinia pseudoaccacia*; *Caragana arborescens*, *Symphoricarpos albus*, відносно численна і *Deutzia lemoinei*, *Eleagnus angustifolius*, *Philadelphus coronarius*, *Populus canadensis*, *Physocarpus opulifolius*, *Sorbus aria* і *Spiraea douglasii*, *Cornus alba* і *Padus serotina*, які з часом стають рідкісними. Дерев та кущі здебільшого розташовані в нижній частині хвостосховища, і їх присутність здорово впливає на ґрунтоутворення, затінення та розвиток трав. Поява тих рослин, які не були завезені людиною, а поширювалися природним шляхом, є повільним процесом і починається з найстарішої частини в основі хвоста. Їх можна віднести до таксонів сухих місцезростань, ділянок, бідних поживними речовинами, луків і рудеральних ділянок. Найпоширенішими є теплолюбні види, зареєстровані переважно серед класу *Festuco-Brometea*. Серед них найпоширенішими були *Bromus inermis*, *Artemisia campestris* і *Scabiosa ochroleuca*. Наступна група рослин з'являється на хвості з гумусно-ґрунтовим шаром. Насіння, що походить із цього шару, належить до луків та рудеральних угруповань *Molinio-Arrhenatheretea Stellarietea mediae* та *Artemisietea vulgaris*. Крім насіння, з'являються інші пропагули, наприклад столони *Molinia caerulea*. Ця рослина видається найефективнішою для приживання на відходах і утворення щільних кореневих матів, які зменшують водну ерозію. Рослини, характерні для посушливих місць, утворюють щільний покрив на старих відходах і повільно заселяють молодші регіони, де вже втрачено гумусовий шар. Потім вони зустрічають рослини, які прибули як насіння або інші проростки, принесені в хвостове сховище разом з гумусом. Особливо цікаві рослини, характерні для вологих територій (*Molinia caerulea*, *Carex flacca*, *Sanguisorba officinalis*, *Valeriana officinalis*, *Phragmites australis*). Вони часто стійкі до важких металів через підвищений вміст кремнію в їхніх тканинах, легко переживають періодичні зміни рівня води, і більшість з них розвивають

мікоризу в посушливі періоди. Незважаючи на те, що вода є лімітуючим фактором хвостосховищ, вони рясно розвиваються. Однак більшість із них походять не з насіння, а зі столонів. *Phragmites australis* і *Molinia caerulea* є найкращим прикладом цих рослин. Крім того, обидві є потенційно мікоризними, а столони, мікоризні гриби та асоційовані бактерії переносяться до промислових відходів у ґрунті, який використовується для покриття хвостосховищ. Взаємодія між мікоризними грибами та ризосферними мікроорганізмами ймовірно впливає на біоремедіацію ґрунту. Ключову роль може відігравати симбіоз бобових (*Fabaceae*) та азотфіксуючих бактерій. Бобові культури можуть бути вигідними для фіторемедіації хвостів Тшебьонка, оскільки субстрат бідний на поживні речовини, особливо на азот і фосфор. Бобові часто є першими колонізаторами бідних і деградованих ґрунтів. Використання внесених людиною добрив може мати негативний вплив на різноманітність рослин у хвостосховищах, і такі добрива мають тенденцію вимиватися з погано вбираючого субстрату. Вважається, що бобові є стійкими до цинку, відходи Тшебьонки містять кілька інших металів, які можуть впливати на ці рослини. Наприклад, відомо, що As, Al і Cu зменшують утворення корневих волосків і, як наслідок, зменшують утворення ризобіальної інфекції. Молекулярні дослідження показали, що експресію кількох генів утворення вузликів може блокувати будь-який токсичний метал або металоїд. Активність мікоризних грибів також впливає як якісно, так і кількісно на ступінь активності бактерій і загальне функціонування симбіозу. У шламосховищах Тшебьонка бобові культури представлені *Robinia pseudoaccacia*, яка є інтродукованою рослиною, яка відносно добре зарекомендувала себе, *Vicia cracca*, *V. hirsuta*, *V. tetrasperma*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Trifolium repens* і *T. pratense*. Було кілька спроб інтродукції *Medicago sativa*, але ця рослина не змогла там вижити. Тому в лабораторних умовах було проведено експеримент на цинкових відходах і незабруднених субстратах, щоб з'ясувати, чи можна покращити ріст люцерни шляхом введення мікоризних грибів. Рослини були або неінокульовані, або

інокульовані АМ грибами, що походять з промислових відходів або з території з низькою концентрацією металів. Хоча ступінь мікоризної колонізації та насиченість арбускулами були дещо нижчими у рослин, які культивувалися на багатих важкими металами субстратах, вплив мікоризи на розвиток рослин там був більш помітним. Рослини, вирощені на субстратах, багатих важкими металами, мали набагато більший вміст таких елементів, як Pb, As і Zn, ніж рослини, вирощені на контрольних субстратах. Більшість важких металів були виявлені у більш високих концентраціях у коренях, ніж у пагонах. У пагонах спостерігався відносно високий вміст Pb, As і Zn. Fe було високо як у коренях, так і в пагонах. Рослини, інокульовані *G. clausum*, що походять із хвостосховищ і культивуються на промислових відходах, мали найвищі концентрації потенційно токсичних важких металів. Там грибові пропагули менш поширені, а умови вологи набагато неадекватніші, ніж в експериментальних умовах. Серед видів рослин, які є відносно ефективними в природній сукцесії хвостосховищ Тшебьонка, широка група характерна для сухих вапняних луків. Як сухі вапняні луки, так і промислові відходи вимагають, щоб рослини могли рости в умовах нестачі води. Більшість рослин, що мешкають на сухих луках, сильно залежать від мікоризи. Пілотні дослідження виживання таких видів, як *Inula ensifolia* та *Aster amellus*, у лабораторних умовах показали, що хоча рослини, вирощені на ґрунті, бідному важкими металами, справді виживають без мікоризи, вони не здатні вижити на ґрунті, багатому металами. Насіння, пророщене на забрудненому ґрунті з контрольованим водним режимом, виживало, особливо за наявності арбускулярних мікоризних грибів. На жаль, це було невдалим на хвостосховищі через чутливість рослин до періодів посухи. Перше закладення рослин є справою випадковості, і впровадження насіння або розсади має суворо супроводжуватися відносно вологим періодом. Це було успішно в 2003 році, коли маленькі саджанці *Anemone sylvestris* і *Primula veris*, збагачені АМФ з ксерофітних луків, були введені в Zn-Pb відходи. Обидва вижили в наступні сезони, але вони не розширили свою популяцію, хоча було помічено утворення насіння. Цей експеримент привернув увагу до інших

рослин, які розмножуються на ксерофітних луках. У таких місцях існування ксерофітних рослин є домінуючою формою росту. Наприклад, *Hieracium pilosella* - дуже поширена рослина на промислових відходах, рясно цвіте і утворює численні насіння. Але основним шляхом поширення є клонове зростання, і швидкість його поширення залежить від кількості та розподілу гамет (генетично ідентичних нащадків), утворених під час росту. Як показано на прикладі інших рослин із цією стратегією, варіації клонального розмноження залежать від неоднорідності абіотичних ресурсів і генотипу рослин. Незважаючи на останні дані, мало що відомо про те, як окремі види рослин виживають на відходах. Виживання більшості видів рослин у перший рік становило 100%. До них належали мікоризні рослини, такі як *Melica transsilvanica*, *Bromus inermis*, *Agrostis capillaris*, *Agropyron intermedium*, *Brachypodium pinnatum*, *Cirsium pannonicum*, *Ononis arvensis* та *Verbascum thapsus*. Немікоризними були *Echium vulgare* і *Carex spp.*, хоча вони були колонізовані темними перегородчастими грибами (DSE). Порівняння рослин, що ростуть на хвостах, і рослин на ксеротермічних луках показало, що насправді загальний фотосинтетичний потенціал (PI_{total}) багатьох із цих рослин був подібним. Незважаючи на це, лише деякі види рослин дійсно утворили насіння. Серед насіннеутворювачів були немікоризні *Carex sp.* і мікоризні *Melica transsilvanica*, *Phleum boehmeri*, *Plantago media* і *Verbascum thapsus*. Цікаво, що тільки *V. thapsus* і *P. boehmeri* змогли поширитися завдяки вирощуванню насіння. *V. thapsus* відомий як дворічний вид, що дає насіння, стійке до різних стресів. Насіння може зберігатися в ґрунті до 100 років. Ці рослини росли і цвіли протягом наступних кількох років. Цей експеримент показав, що є багато рослин, які походять з луків, які можуть виживати в суворих умовах на хвостосховищах. Фактично рослини були висаджені в місці найвищої токсичності в результаті нещодавніх розливів флотаційної рідини. У цьому місці концентрація Cu, As, Fe, Cr, Ti та Pb у субстраті була в два-чотири рази вище, ніж на кілька метрів вище, де був присутній подібний субстрат, але поза зоною випадкового розливу флотаційної рідини. У цьому ж районі

аварійного розливу інтродукована *Molinia caerulea*. *Molinia caerulea* виявилася ефективним колонізатором. Ця багаторічна трава має багато переваг, які можуть бути суттєвими з меліоративної точки зору. Щільний покрив молінії забезпечує фітостабілізацію шламосховища завдяки дуже потужній кореневій системі, що складається як з товстих, так і з волокнистих коренів. Ці властивості також дозволяють проникати на більш глибокі рівні основи. Відомо, що *M. caerulea* містить широкий спектр мікроорганізмів, включаючи вільноживучі азотфіксуючі бактерії (діазотрофи), які дуже важливі в бідних поживними речовинами середовищах. Постачання азоту за допомогою бактерій покращує ріст рослин. *M. caerulea* має відносно високу біомасу серед недеревних рослин, що колонізують досліджувані відходи. Поживні речовини, зібрані за вегетаційний період, зберігаються протягом зими в набряклі інтеркалярні базальні вузли. Ці бульбоподібні структури можуть вивільняти поживні речовини більше одного разу навесні, дозволяючи відростати після періодів посухи. Після укорінення *Molinia* продовжує збільшувати біомасу та діаметр купини, що призводить до змін у місцевих ґрунтових умовах, оскільки ерозійні процеси стають менш загрозливими, а збільшення накопичення органічної речовини покращує мікробну активність. Крім того, *M. caerulea* належить до рослин, які поглинають відносно мало важких металів порівняно з іншими рослинами, що ростуть у хвостосховищах. Різні організми можуть мати користь від наявності *Molinia*. Наприклад, мурахи, здається, добре інтегровані. Ці комахи будують коридори та гнізда в кореневій системі. Перебудовуючи екосистему в мікромасштабі, вони можуть приносити в гнізда насіння інших рослин (наприклад, *Viola spp.*), що потім може призвести до збільшення різноманітності видів рослин. Мурахи також здатні поширювати спори мікоризних грибів або фрагменти кореневої системи, колонізовані мікоризними грибами. Усі зразки коренів *Molinia*, зібрані на цинкових відходах Тшебьонка, показали наявність арбускулярних мікоризних грибів. АМ гриби разом з іншими симбіонтами можуть значно сприяти покращенню постачання поживними речовинами в цьому екстремальному середовищі існування.

Представлені дані свідчать про те, що Молінію слід розглядати як «тестову рослину» різноманітності цинкових відходів. Ці результати відкривають нові шляхи для вивчення рослинно-мікробної взаємодії цинку.

1.4. Багаторічний досвід проектування геотехнічної та біологічної рекультивації, ґрунтового покриву на ділянках спадщини уранових шахт в Германії

У 1947 році, через два роки після закінчення другої світової війни, радянські війська заснували сумісну з ГДР державну акціонерну компанію SDAG Wismut (Lersow and Schmidt, 2006). Єдиною метою компанії була розробка родовищ урану в Східній Німеччині для реалізації радянської ядерної програми. Видобуток урану в Саксонії та Тюрінгії у перші роки характеризувався повним ігноруванням екологічних проблем густонаселених районів і руйнівною експлуатацією природних і людських ресурсів. Добута уранова руда перевозилася в СРСР де збагачувалася на придніпровському хімічному заводі (ПХЗ) в місті Дніпродзержинськ (з 2016 року – Кам'янське). Однак більш ніж 40-річний інтенсивний видобуток і переробка урану закінчився після возз'єднання Німеччини в 1990 році. Всього за цей період радянсько-німецька компанія Wismut виробила 231 тис. тонн урану. У світовому масштабі це ставить WISMUT у післявоєнне виробництво урану на третє місце, після Сполучених Штатів і Канади. У 1991 році, після того, як Радянський Союз відмовився від своїх акцій за умовами державного договору, Федеративна Республіка Германії отримала 100% акцій, а також взяла на себе відповідальність за рекультивацію зруйнованої території. Згідно з положеннями Закону, колишню компанію SDAG Wismut було юридично передано в компанію відповідно до німецького корпоративного права (Wismut GmbH). Єдиним акціонером стала Федеративна Республіка Германії в особі Федерального міністерства економіки і технологій. Згодом Міністерство вжило заходів щодо реструктуризації компанії та створення компанії, яка займатиметься виведенням з експлуатації гірничодобувних і фрезерних

установок та рекультивацією ділянок. Різноманітні афілійовані компанії з підтримки шахт, наприклад машинобудування, металоконструкції, консалтинг, цивільне будівництво та логістика були відокремлені від WISMUT та успішно приватизовані. У 1990 році об'єкти спадщини включали п'ять підземних шахт, забруднені робочі території (37 км²), понад 60 відвалів пустої породи (325 млн м³), кар'єр (1,6 км²) і шість великих хвостосховищ (5,7 км², 160 мільйонів м³). У 1991 році федеральний уряд Німеччини виділив 6,6 мільярда євро та заснував компанію Wismut GmbH, яка стала відповідати за виведення з експлуатації та відновлення порушених земель. У 2012 році Вісмут виконував роботи з річним бюджетом у 144 мільйони євро. Породні відвали, які було необхідно закрити, класифікувались як вміщуючи радіоактивну речовину та чутливі до дренажу кислотних порід. Підземні гірничі виробки, відвали породи та хвостосховища є джерелами радіаційного опромінення та просочування забруднень. Згідно з гірничим законодавством Німеччини, для усунення гострих ризиків і зменшення впливу на навколишнє середовище необхідне виведення з експлуатації ділянок з видобутку та переробки урану. Що стосується радіаційного захисту місцевого населення, після виведення з експлуатації, то ефективна доза повинна бути знижена до рівня нижче 1 мЗв/рік. На початку періоду видобутку урану численні гірничодобувні ділянки, розташовані в регіоні рудних гір, експлуатувалися та були покинуті. До 1960-х років гірничодобувні об'єкти, включно з їхніми відвалами пустої породи, часто зносили та покидали з мінімальними заходами безпеки та зазвичай без будь-якого розміщення ґрунтового покриву. Перші рекультиваційні роботи на відвалах породи почалися в 1960-х роках. Відвали породи переформували та засипали рекультиваційним ґрунтом. Таким ґрунтом може бути пустий матеріал, такий як змішанозернистий ґрунт із розкладеної розкривної породи, що використовується в Зелінгштадті, або суглинок, який використовується в гірничому районі Роннебурга. У районі рудних гір багато відвалів пустої породи було змінено, а ґрунт для рекультивації нанесено тонким шаром (5–15 см) та/або засипано в ями, викопані для посадки дерев для лісонасадження.

Основною метою цих заходів було зменшення гострих ризиків, пов'язаних із геотехнічною та ерозійною стійкістю, а також відновлення рослинності відповідних територій. У цей же період ряд закритих хвостосховищ уранового заводу також були частково засипані різними видами насипу (пустий матеріал, будівельне сміття, ґрунтові матеріали). Як приклад, проміжне покриття, що складається зі змішаного зернистого ґрунту, було розміщено на відкритих для повітря поверхнях піщаних хвостосховищ заводу, щоб уникнути радіоактивного пилу на хвостосховищі Трюнціг біля заводу Зелінгштадт (Тюрінгія), а також на хвостосховищі Гельмсдорф поблизу млина Кроссена (Саксонія). Після возз'єднання Німеччини в 1990-х роках були встановлені системи моніторингу для оцінки існуючої ситуації щодо радіаційного опромінення населення, геотехнічних ризиків і впливу на навколишнє середовище. Було швидко досліджено численні покинуті шахти та вжито перших заходів безпеки проти гострих ризиків. На обмеженій кількості обраних ділянок були проведені додаткові ремонтні роботи. Наприклад, на хвостосховищі J1 на ділянці Dammhalde/Trockenbecken (Johanngeorgenstadt) використовувалися насипні матеріали для зміни форми, і приблизно 1 м товстого ґрунтового покриття було покладено на всю поверхню хвостосховища, а потім посіяно траву.

Реабілітація великих радіоактивно забруднених ділянок, якими раніше керувала WISMUT у Саксонії та Тюрінгії, стала одним із найбільших екологічних та економічних викликів, з якими стикається об'єднана Німеччина до цього часу. Проект передбачав рекультивуацію на різних ділянках, розташованих у місті Хемніц.

За складністю та розміром проект WISMUT став унікальним навіть за міжнародними мірками. Незважаючи на те, що заходи в рамках цього комплексу завдань з відновлення навколишнього середовища пов'язані з окремими об'єктами, кожна ділянка має унікальний набір проблем очищення, які представляють загалом більше тисячі складних окремих проектів. Ризики, які необхідно мінімізувати або навіть усунути в рамках Проекту були

наступними:

- Радіологічні ризики та ризики, пов'язані з хіміотоксичними речовинами через повітряні та водні шляхи.
- Геотехнічні ризики.
- Ризики через викиди забруднюючих речовин у підземні водоносні горизонти та поверхневі води.

Основними способами усунення ризиків або їх мінімізації були:

- Видалення джерел небезпечних речовин (наприклад, шляхом розкопок і перенесення на безпечне місце).
- Зведення до мінімуму швидкості викиду та пом'якшення розсіювання небезпечних речовин (наприклад, за допомогою конструкції покриття шляхом герметизації).
- Імобілізація забруднювачів (наприклад, шляхом очищення води).

WISMUT розпочав проект відновлення на початку 1990-х років шляхом проведення наступних заходів:

- Здійснення екстрених заходів з ліквідації безпосередніх шкідливих наслідків (1990 – 1992 рр.).
- Дослідження кадастру забруднення (широкомасштабні дослідження, створення так званого екологічного реєстру WISMUT, 1990 – 1993 рр.).
- Розробка концепцій рекультивації для конкретної ділянки (1991 – 1995), перші оцінки загальних витрат (1991).
- Рішення про основні шляхи реабілітації великих об'єктів або класів об'єктів (1991 – 1997 рр.).
- Підготовка та реалізація перших заходів з відновлення (з 1991 р.).
- Створення системи моніторингу, документування заходів, розробка методів підтвердження успішності відновлення.

Масштабна операція фінансувалася федеральним урядом, який виділив загалом 6,2 мільярда євро на проведення екологічно та економічно безпечної реабілітації. Загальний бюджет виділявся Федеральним міністерством економіки та технологій у формі щорічних коштів. На основі цих коштів

WISMUT щороку і досі складає фінансовий план, який детально включає кошти, які будуть витрачені на відновлення окремих об'єктів. Загальний проект включав залишення та затоплення підземних шахт, переміщення та покриття відвалів пустої породи, осушення та геохімічну стабілізацію конструкцій та будівель, очищення та реабілітацію майданчика

Рекультивация відвалу породи на заводі в Роннебурзі

У рекультивції відвалів пустої породи загалом можливі два різні підходи. Технічно найбільш складним є варіант виїмки та переміщення всього матеріалу пустої породи у вироблений кар'єр або на облаштовані майданчики. У випадках, коли переміщення неможливо з технічних або фінансових причин, можна застосувати рекультивацию на місці шляхом зміни форми (стабілізації схилів), покриття та посадки рослин (Hagen et al., 2005).

Рекультивация відвалу породи на заводі в Роннебурзі враховувала той факт, що відкритий кар'єр у Ліхтенбергу вимагав зворотної засипки. Для переміщення гірських порід компанія WISMUT має значний і потужний парк землерийної техніки для завантаження, транспортування та розміщення пустих порід у відкритий кар'єр Ліхтенберг. Парк із 22 самоскидів – деякі з них вантажопідйомністю до 136 тонн – працює, перевозячи понад 40 000 кубічних метрів пустої породи щодня. Після закінчення переміщення порід у 2007 році кар'єр був повністю засипаний. Нарешті тіло пустої породи перекрили покриттям з інертного матеріалу (товщиною 0,5 м).

Послідовність розміщення відвалів пустої породи у відпрацьованому кар'єрі була визначена шляхом моделювання та прогнозування довгострокового впливу матеріалу на навколишнє середовище вздовж шляху підземних вод з урахуванням інвентаризації забруднюючих речовин пустого матеріалу. На основі широкомасштабних польових і лабораторних досліджень для характеристики матеріалу пустої породи відповідно до його потенціалу кислотоутворення було проведено класифікацію матеріалу на три групи, і, як наслідок, об'єм кар'єру (84 мільйони кубічних метрів) було розділено на три місця розташування зон: Зона С: Насичена киснем зона, розташована біля

поверхні: розміщення кислотоспоживаючих пустих порід; Зона В: Збіднена киснем зона, розташована над кінцевим рівнем ґрунтових вод: розміщення матеріалу з низьким вмістом кислоти; Зона А: Безкиснева зона, розташована нижче кінцевого рівня ґрунтових вод: розміщення матеріалів з найвищим кислотоутворюючим потенціалом.

На рисунку 1.12 показана послідовність заповнення котловану за «зонною концепцією».



Рис. 1.12. Схематичне зображення заповнення кар'єру Ліхтенберг

Переміщення пустої породи з відвалу в кар'єр або на інше місце було неможливим варіантом через відстань від відкритого кар'єру. Для досягнення необхідної довгострокової геомеханічної та гідрологічної стабільності все було відновлено на місці. Цей варіант передбачав вирівнювання та формування схилів з наступним укриттям їх багат шаровим ґрунтовим покривом. Основною метою цього варіанту реабілітації було мінімізувати інфільтрацію атмосферних опадів у пусту породу та вимивання та викид забруднюючих речовин у ґрунтові води. Покриття відвалу породи показано на рис. 1.13. Цей варіант включав наступні кроки:

- Видалення, обробка та скидання надосадової води.
- Проміжне покриття відкритих хвостосховищ.
- Реформування поверхні дамб і хвостосховищ.

- Кінцеве покриття фасонних поверхонь.
- Озеленення.
- Збір, обробка та скидання просочених речовин і довгостроковий моніторинг.

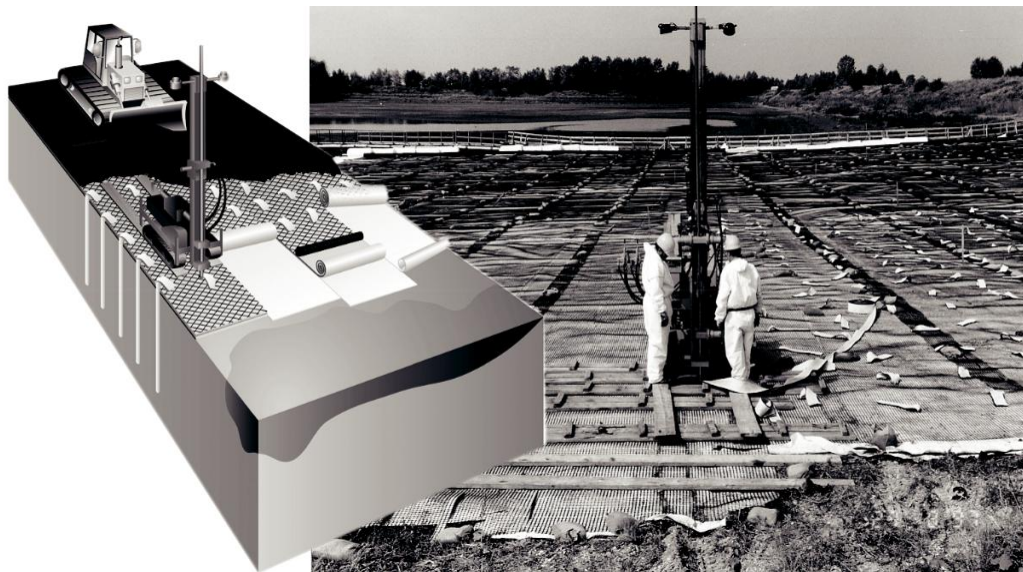


Рис. 1.13. Укладання багат шарового ґрунтового покриття на відвал пустої породи

Покриття було розроблене таким чином, щоб мінімізувати виділення радону та проникнення опадів. Ця багат шарова система була розділена на фази. Під час першого етапу встановлювалося проміжне покриття, яке складається зі штучних матеріалів, таких як дренажний мат або георешітка, на яку зазвичай розміщувався пустий матеріал. Додаткове навантаження матеріалу, який також діяв як дренажний шар, прискорювало бажане часткове зневоднення хвостів. Ефект посилювався встановленням вертикальних шлейфів (гнотів), які занурювали у хвостосховище на глибину 5 метрів. Під час другої фази, наприкінці суттєвих процесів просідання, було розміщено остаточне покриття з використанням неродючого ґрунту та шару рекультивації як верхнього шару ґрунту. Важливою передумовою для безпечного зберігання хвостосховищ було видалення надосадової води. Забруднювачі в цій воді, а також у поровій воді, що виділяється під час зневоднення, повинні бути вилучені з води та знерухомлені. Це робилось на складних водоочисних установках таким чином, щоб досягти лімітів скиду та забезпечити випуск

очищеної води в поверхневій воді. Залишки водопідготовки розміщували на підготовлених ділянках хвостосховищ і остаточно засипали ґрунтом. Треба зазначити, що на хвостосховищах Гельмсдорф і Кульміцш склалася особлива ситуація, яка потребувала модифікації технології реабілітації. У зв'язку зі складними геотехнічними умовами на землі в центральних районах водних озер із надосадовою водою, дрібнозернистий шлам необхідно було стабілізувати перед видаленням води. Для цього матеріал (пісок, гравій, дрібнозернисті порожні породи) з плавучої баржі відкидали на слабкі шлами («підводне відкидання»). Ці роботи були завершені в 2003 році на ділянці Helmsdorf і в 2005 році на хвостосховищі Culmitzsch відповідно. Незважаючи на складні геотехнічні умови на ділянках, було досягнуто значного прогресу в реабілітації хвостосховищ WISMUT. З більшості ставків видалено надосадову воду та встановлено так зване проміжне покриття. На деяких ділянках підготовлено остаточний контур дамб і триває влаштування остаточного покриття. Щоб гарантувати довгострокову стабільність кінцевого покриття, на проміжне покриття кладуть переважно натуральний матеріал. Щоб зробити це економічно ефективним, використовували матеріал з ділянок, розташованих поблизу ставків.

Концепції благоустрою та подальшого використання хвостосховищ були узгоджені з контролюючими органами, громадами та іншими зацікавленими сторонами. Рекультивовані території були включені в природоохоронні схеми. Розроблений дизайн був орієнтованим на природний, що включає зелені зони та водойми. Рекультивація була спрямована на усунення схем, які потребують мінімального догляду та обслуговування. Нарешті, околиці рекультивованих хвостосховищ були залісені.

Після завершення реабілітаційних робіт, як і планувалося, залишаються деякі довгострокові завдання. До довгострокових заходів відносяться:

- Очищення води (перехід технології на менш дорогі методи, тобто від традиційного до пасивного очищення, наприклад, фіторе mediaція, природне ослаблення, тощо).

- Управління, включаючи догляд та обслуговування відновлених земель, що забезпечує захисне повторне використання.

- Догляд та утримання допоміжних гірничих виробок.
- Контроль за шкодою від мін та компенсація.
- Довгостроковий екологічний моніторинг.
- Управління успадкованими записами та інформацією.

Зрештою, успіх проекту відновлення Вісмута буде оцінюватися за такими критеріями:

- Реабілітовані об'єкти більше не становлять жодного серйозного ризику для здоров'я населення та неприпустимої шкоди навколишньому середовищу.
- Мінімальний або майже нульовий догляд і обслуговування.
- Реконструкційні рішення відповідають регіональним та місцевим планам розвитку земель.

Прикладом останнього є розвиток спільноти Шлема-Альберода, сайт Aue. Посідаючи високе місце серед провідних радонових курортів у Європі до 1945 року, курорт Schlema сильно постраждав від операцій з видобутку урану SDAG Wismut, зокрема через накопичення понад 47 мільйонів м³ пустої породи в межах або дуже близько до житлових районів. Після знищення шахтних установок і рекультивації шахтних відвалів, діяльність курорту була відновлена. Сучасний курорт Schlema – це співтовариство, яке повернулося до найкращих спа-центрів лікування радоном у Європі.

Видобуток урану WISMUT у Саксонії та Тюрінгії відбувався в густонаселеному районі унікального культурного ландшафту Європи. Відповідно, реабілітація хвостосховищ, відвалів пустої породи та гірничих ділянок мала включати спеціальні заходи для остаточного озеленення, щоб забезпечити як захисне повторне використання, так і найкращу адаптацію до навколишнього середовища.

Починаючи з 1990-х років, компанія Wismut накрила та облаштувала ґрунтовий покрив на численних відвалах пустої породи, хвостосховищах і засипаному кар'єрі Ліхтенберга (Barnekow and Paul, 2013), а також на

забруднених ділянках. Більшість охоплених шахтних відходів чутливі до дренажу кислотних порід. Клімат змінюється в залежності від рельєфу і може бути охарактеризований як помірно вологий із середньою температурою бл. 8,5°C і середньоєвропейський зимовий і літній сезон. Набір різних конструкцій покриттів, запланованих і впроваджених на гірничодобувних об'єктах Wismut включав одношарові системи покриття, двошарові системи покриття, багатошарові системи покриття та часткові покриття, що складаються з одношарової системи покриття. Представлені конструкції варіантів рекультивації включали одношарові та двошарові профілі, розроблені відповідно до принципів зберігання та випуску, а також для запобігання виділенню радону та проникнення кисню, а також побудовані профілі багатошарового типу на сховищі відходів (Regner and Schulz, 2008).

Найпростіша конструкція системи одношарового покриття полягає в тому, щоб на шахтних відходах спорудити лише один шар орного ґрунту. Це одношарове покриття зазвичай будується з використанням піщаного або суглинистого ґрунту. У поєднанні з рослинністю, встановленою як частина покривної системи, вона повинна накопичувати та випаровувати (виділяти) воду, що проникла з опадів. Товщина шару залежить від клімату та сезонних погодних умов на ділянці, гідравлічних характеристик покривного матеріалу (тобто утримання вологи та проникності) та запланованої рослинності (O'Kane et al., 2011). Над засипаним кар'єром Ліхтенберга було встановлено одношарове покриття. Верхній шар суглинистого ґрунту товщиною 0,4 м був чистим ґрунтом, тоді як нижні 1,2 м суглинистого ґрунту - повторно використовуваним покривним матеріалом. Цей шар характеризувався як радіоактивно забруднений, оскільки він містив відсоток радіоактивних матеріалів пустої породи. Ці порожні матеріали були змішані під час переміщення цього покривного матеріалу з відвалів порожніх порід у шахтарському районі Роннебург. Що стосується ґрунтово-гідрологічної поведінки, обидва шари слід розглядати як один шар товщиною 1,6 м. Засипаний відкритий кар'єр Ліхтенберг розташований всередині підземної гірничої зони Роннебург і

оснащений системою управління та очищення води. Покриття призначене для запобігання будь-якому доступу до радіоактивної речовини, забезпечення стабільної рослинності для запланованого подальшого використання (лісів, пасовищ та місцевих інших), для забезпечення стійкості до ерозії та мінімізації виділення радону та проникнення кисню. Він не призначений спеціально для обмеження швидкості перколяції.

Подібні одношарові покриття, що складаються із шару змішанозернистого ґрунту товщиною приблизно 1 м, були розміщені як тимчасові/проміжні покриття на відкритих для повітря піщаних хвостосховищах, подібно до хвостосховища Truenzig (Seelingstaedt). У Хельмсдорфському хвостосховищі відходи виробництва Crossen WRD використовувалися як проміжний покривний матеріал для створення придатної для руху поверхні для подальших ремонтних робіт. Раніше на всьому хвостосховищі J1 Dammhalde/Trockenbecken (Johanngeorgenstadt) були розміщені одношарові кришки товщиною приблизно 1 м. Одношарові покриття товщиною приблизно 1,0–1,5 м також були розміщені на численних відвалах пустої породи, зокрема на ділянках, які підлягають рекультивації для сільськогосподарського використання. Там, де необхідно було запобігти прямому доступу до радіоактивних матеріалів і забезпечити ерозійну стійкість поверхні, що рекультивується, переформовані укоси відвалів породи зазвичай покривали шаром чистого ґрунту (змішаного або дрібнозернистого) товщиною 0,5 м. зернистий зв'язний ґрунтовий матеріал). Такі покриття заростають травою. У разі необхідності використовуються протиерозійні мати, щоб дозволити рослинності укорінитися. Залишкові поверхні переміщених відвалів породи, а також дезактивовані гірничодобувні ділянки, якщо необхідно, були покриті мінімум 0,3 м чистого ґрунту (суглинку) для луків (відкрита земля або можливість створення лісу). Решту територій із радіоактивним забрудненням понад 1000 Бк/кг Ra-226 зазвичай покривають принаймні 1,5 м чистого ґрунту.

Двошарове покриття зазвичай складається з шару зберігання, як одношарова система, і нижнього герметизуючого (бар'єрного) шару.

Накопичувальний шар складається з піщаного або суглинистого ґрунтового матеріалу і призначений для зберігання та випаровування інфільтраційної води. Нижній герметизуючий шар зазвичай створюється з використанням дрібнозернистого ґрунтового матеріалу. Герметизуючий шар повинен мати низьку проникність, щоб зменшити швидкість перколяції через покриття. Необхідна проникність і товщина герметизуючого шару залежать від кліматичних умов на ділянці та максимально допустимої швидкості проникнення у відходи. У більшості випадків товщина шару зберігання, що лежить вище, також сильно впливає на продуктивність, як і ступінь, до якої опади здатні стікати з кінцевої форми рельєфу. Герметизуючий шар може функціонувати лише до тих пір, поки рослинність не буде встановлена.

Двошарове покриття, до 2002 року розміщувалося на понад 90% поверхні Beerwalde WRD. Воно складалось з шару супіщаного ґрунту товщиною 1,5 м, під яким лежить ущільнювальний шар (гідравлічна провідність $k_f \leq 1 \cdot 10^{-9}$ м/с) мінімальною товщиною 0,4 м. Покриття призначене для запобігання прямому доступу до радіоактивних матеріалів, а також для мінімізації виділення радону та проникнення кисню. Він повинен досягти ерозійної та геотехнічної стійкості. Швидкість просочування слід контролювати, щоб вона не перевищувала 5% річної норми опадів після завершення покриття. Швидкість просочування крізь покрив протягом тривалого періоду можна все більше й більше контролювати поведінкою рослинного покриву «зберігати та вивільняти». Більша частина поверхні Beerwalde WRD була заліснена. Це залежало від основних типів хвостосховищ. На піщаних хвостосховищах кінцеве покриття складалось з шару зберігання товщиною 2 м, включаючи ущільнений донний підйом (0,5 м; ступінь ущільнення $\geq 95\%$ вище ущільненого проміжного покриття товщиною 1 м (ступінь ущільнення $\geq 95\%$ DPr і гідравл. провідність $k_f \leq 5 \cdot 10^{-9}$ м/с), змішаний ґрунт із розкладеної розкривної породи, переміщеної з сусіднього відвалу пустої породи колишнього кар'єру в пункті Трюнціг-Катцендорф. Остаточне покриття запобігало прямому доступу до радіоактивних матеріалів, мінімізувало виділення радону та проникнення кисню, забезпечувало ерозійну

стійкість поверхонь і достатню кількість води рослинам протягом вегетаційних періодів. Остаточне покриття буде завершено до 2013 року. Покриття мало два шари. Нижній шар товщиною 0,8 м забезпечував зниження виділення газу радону і складається з зв'язного ґрунту. Щоб зменшити початковий потік радону з розкритої поверхні відвалу пустої породи приблизно на 75%, покривний ґрунт повинен характеризуватися довгостроковою газопроникністю $< 10^{-12}$ м². Верхній шар складається з верхнього шару ґрунту і має товщину близько 0,2 м для підтримки рослинності. До 2000 року гірничодобувна ділянка Borbachdamm WRD була покрита відповідно до цієї специфікації. Нижній шар загальною товщиною 0,8 м був розміщений у двох з'єднаних підйомниках по 0,4 м кожен з піщано-суглинистого мулу. Мінеральний ґрунт мав низьку ємність повітря (приблизно 3% об.), доступну польову ємність близько 20% об. і порівняно низьку ефективну гідравлічну провідність 10⁻⁷ м/с. Верхній шар ґрунту товщиною 0,2 м, що лежить вище, складається з органічного рекультивованого субстрату, утвореного шляхом компостування залишків органічних матеріалів. Після розміщення цей субстрат змішали з верхнім шаром ґрунту. Верхній шар ґрунту продемонстрував високу гідравлічну провідність (10⁻⁴ м/с), а доступна польова потужність становить приблизно 23% об. Конструкція покриття подібна до тієї, що встановлена на відвалі пустої породи Борбахдамм.

Багат шарова система покриття включає кілька різних типів покривних шарів. Зазвичай він складається з верхнього шару зберігання (і рекультивації), нижнього дренажного шару та герметизуючого шару. У деяких місцях може знадобитися завершити цю систему покриття за допомогою геомембранних виробів або інших штучних ущільнювальних матеріалів. Як правило, для багат шарового покриття також потрібен геотекстиль або шар для запобігання суфозії, щоб забезпечити функціональність дренажного шару. Крім того, іноді під герметизуючим шаром необхідний шар підстилки. Такі системи покриття зазвичай застосовуються на сховищах для небезпечних відходів (O'Kane et al., 2011). Застосування геомембрани пояснюється необхідністю зменшення

гідравлічного напору на герметизуючий шар, що дозволяє зменшити швидкість проникнення у відходи до дуже низьких показників. Компанія Вісмут застосувала багатошарове покриття на сховищі відходів у Ліхтенбергу. Це сховище відходів було побудовано в 1998–1999 роках для захоронення змішаних забруднених відходів від рекультивації місць видобутку урану. На сьогоднішній день він майже повністю засипаний. Поверхнєве покриття цієї споруди складалось з наступних шарів зверху вниз: верхнього шару ґрунту (суглинистий ґрунт); геотекстиль, дренажний шар (гравій, $k_f \geq 3 \cdot 10^{-3}$ м/с); геомембрана (HDPE, товщина 2,5 мм); і 0,5 м ущільнювального шару (глинистий ґрунт, $k_f \leq 5 \cdot 10^{-9}$ м/с). З початку ґрунтово-гідрологічного моніторингу склався водний баланс у верхньому шарі ґрунту внаслідок кліматичних умов та закладення рослинності. На сьогодні просочування через геомембрану та герметизуючий шар не спостерігається. Покривну поверхню скошували щорічно. У 2012 році компанія Вісмут подала заявку на покриття поверхні реконструйованого хвостосховища Кульміцш поблизу Зелінгштедта. Остаточний проект покриття базувався на концептуальній моделі об'єкта для прогнозування транспортування забруднюючих речовин від джерел (хвостів) до потоків, що приймають. Проект покриття був схвалений органами влади на початку 2011 року для оцінки оптимальної остаточної конструкції покриття з урахуванням типів хвостосховищ, що лежать в основі, і гідрологічних, а також гідрогеологічних умов. Це дозволило Вісмуту перевірити ефективність перекриття та на основі цього вдосконалити остаточний дизайн проекту. Ця конструкція застосовується тільки на хвостосховищах і в перехідних зонах біля хвостосховищ. Вона являє собою багатошарове покриття без штучних матеріалів. Складається з шару накопичення товщиною 1,5 м (чистий мулистий суглинок), під яким лежить шар дренажу товщиною 0,3–0,5 м, під яким лежить ущільнений шар різнозернистого ґрунтового матеріалу з місцевої малої річки. Цей ґрунт походить із розкладеної розкривної породи відвалу пустої породи стародавнього кар'єру Кульміч. Він ущільнений $D_{Pr} \geq 95\%$ ступеня ущільнення, має гідравлічну провідність $k_f \leq 5 \cdot 10^{-9}$ м/с.

Приклади рекультивованих територій представлені на рис.1.14.



Рис.1.14. Територія Beerwalde WRD (зліва) Рекультивований кар'єр в Ліхтенберг (праворуч)

Будівництво багатошарового типу охоплює впровадження детальної програми забезпечення якості та щоденний нагляд за будівництвом на місці. Слід пам'ятати, що функціональність штучних матеріалів не може бути гарантована в довгостроковій перспективі, зокрема щодо проектних періодів 200–1000 років. Незважаючи на це обмеження, на сховищі відходів у Ліхтенбергу не було просочування, вимірюного через геомембрану та нижній герметизуючий шар. На водний баланс у накопичувальному шарі впливає фактичний стан повністю розвиненого пасовища з невеликими чагарниками. Покривну поверхню скошують щорічно. Дозволена програма моніторингу детально визначає моніторинг щодо водного балансу кінцевого покриття, ефективності системи ущільнення основи, збору та очищення фільтраційних вод, а також потоку ґрунтових вод і якості ґрунтових вод. Покриття потребує інституційного контролю та заходів з обслуговування та ремонту в довгостроковій перспективі. Технології рекультивації, розроблені та ноу-хау, отримані в рамках проекту WISMUT, також придатні для використання в інших частинах світу.

1.5. Екобезпека використання розкривних гірських порід кар'єрних відвалів на півдні України

Стан проблеми відновлення техногенно порушених та забруднених земель

залежить від сукупної дії обмежуючих природних, антропогенних та економічних факторів (Worlanyo and Jiangfeng, 2021). Кожен з цих факторів впливає на подолання ресурсного дефіциту геологічного та біогеоценотичного простору в районах порушень земної поверхні, внаслідок розвитку гірничовидобувної і гірничопереробної промисловості (Bennett, 2016). Потужний розвиток індустріальних регіонів України призвів до загострення ризику погіршення стану довкілля внаслідок техногенного порушення земель розробками корисних копалин (Етеревская, 1977; Мальований та ін., 2013). Забезпечення збалансованого потенціалу сільськогосподарських територій в розвинутих індустріально-аграрних регіонах неможливо без зниження негативного впливу на довкілля від дії підприємств ГМК (Панас, 2018). В значній мірі це стосується такого природно-економічного регіону як Придніпров'є, який відзначаються інтенсивним використанням природних ресурсів. Підвищення ризику техногенного забруднення сільськогосподарської продукції в районах дії видобутку та переробки корисних копалин стає на заваді у випадку виділення і створення спеціальних сировинних зон (Макаренко, 2008). До категорії порушених земель відносять ті, що втратили свою господарську цінність у зв'язку з порушенням ґрунтового і рослинного покриву, гідрологічного режиму території та утворенням техногенного рельєфу в результаті виробничої діяльності людини (Сохніч, 1997). Доволі часто процес порушення земель пов'язаний з їх техногенним забрудненням (Шепак, 2017). Отже в умовах сьогодення дуже важливим є розробка комплексу стабілізаційних заходів щодо обґрунтування способів рекультивації порушених земель та відвалів з використанням солезахисних екранів і насипного шару чорнозему в регіонах видобутку корисних копалин (Kovrov et al, 2019). Це потребує застосування системно-екологічного підходу до визначення обмежувальних чинників та оцінки екологічних ризиків, моделювання, прогнозування впливу на довкілля застосування технологій рекультивації, детоксикації та ремедіації техногенно забруднених ландшафтів.

У зв'язку з великою розмаїтістю розкритих порід і необхідністю

ідентифікації показників при визначенні придатності була розроблена наступна схема класифікації, яка покладена в основу класифікації розкривних порід. Існують класифікації номенклатури, діагностики і оцінки придатності рекультивованих земель (Бендер, 1990). В Польщі і Германії, після вивчення комплексу факторів (мінералогічний і механічний склад, щільність твердої фази, шпаруватість, водпроникність, рН, гідролітична кислотність, ємність поглинання, вміст вуглецю, кальцію, поживних речовин) виділено п'ять класів порід за придатністю до біологічної рекультивації. В США за кислотністю гірські породи поділені на п'ять класів, а за механічним складом на три. Досить вагомий вклад у розробку генезису и класифікацію рекультивованих земель був внесений завдяки розробкам НДІ ґрунтознавства і агрохімії ім. О.М.Соколовського. Згідно розроблених Л.В.Єтеревською класифікації розрізняють декілька типів техногенних ґрунтів: техноземи, літоземи та хемоземи (Етеревская, 1977). За результатами багаторічних лабораторних аналізів, вегетаційних і польових дослідів вся товща геологічних відкладів Нікопольського марганцеворудного родовища була розділена М.Т.Масюком на п'ять класів придатності по ступеню прояву в них потенційної ефективної родючості і можливості використання в сільському господарстві (Масюк, 1974). До першого класу віднесена ґрунтова маса орного шару повнопрофільного чорнозему південного. До другого класу – полімінеральні полідисперсні міоценові (верхній сармат): зелені, сіро-зелені, темно-сіро-зелені мергелісті; олігоцені: вохристо-зелені, яблучно-зелені, світло-зелені і темно-сірі глини. До третього класу – полімінеральні полідисперсні (переважно важко суглинистого – середньоглинистого гранулометричного складу) червоно-бурі суглинки (постпліоцен), і темно-сірі, сірі і чорні сланцюваті глини (міоцен, середній сармат). До четвертого класу – полімінеральні полідисперсні лесоподібні і червоно-бурі суглинки, в яких чітко виражений дефіцит фосфору. До п'ятого класу віднесені мономінеральні монодисперсні давньоалювіальні піски, вапняки, мергель, а також сильно засолені глини і суглинки, сланці, каолін, скельні відклади.

Підсумовуючи, можна прийти до висновку, що оцінка властивостей та складу винесених на денну поверхню порід є одним з важливих факторів, що визначають можливість та напрямок рекультивації порушених територій.

Аналіз існуючої практики відновлення стану техногенно порушених земель дозволяє зробити певне заключення:

Основні екологічні порушення спричинені видобутком корисних копалин пов'язані з негативною дією винесених на земну поверхню техногенних субстратів на довкілля внаслідок розвитку процесів вивітрювання, вилугування, засолення гірських порід. Агрономічна оцінка оптимальної потужності нанесення родючого шару ґрунту на підстилаючи гірські породи достатньо обґрунтована у чисельних наукових дослідженнях. Разом з тим, цілком доцільним вважається проведення досліджень ризику засолення і техногенного забруднення варіантів штучних рекультивованих профілів в залежності від товщини вище залягаючих шарів та прошарків ґрунту та гірських порід. Винесені на земну поверхню гірські породи відрізняються різним екотопічним об'ємом і біотичною ємністю. Ось чому, дуже важливою є розробка технологій прискореного перетворення розкритих гірських порід у «молоді рекультивовані ґрунти». Технологічні процеси, в ході яких відбувається порушення земель, призводять до виносу на поверхню порід різноманітного складу, генезису, літології та властивостей. Досить часто такі породи містять сполуки, токсичні для рослин, або вони утворюються у процесі їх окислення на поверхні. Намагання вирощувати сільськогосподарські культури без урахування фізико-хімічних властивостей розкритих гірських порід призводить до різних форм прояву едафічного стресу. Уяву про обмежувальні чинники сільськогосподарського освоєння гірських порід можна отримати з таблиці 1.1. Отже, оцінка властивостей та складу винесених на денну поверхню порід є одним з важливих факторів, що визначають можливість та напрямок рекультивації порушених територій. Розробка кар'єрів, шахт, шламо- і хвостосховищ пов'язана з переміщенням великої кількості гірських порід та родючого чорноземного шару. У якості мір реставрації

території були запропоновані та впроваджені технології гірничотехнічної та біологічної рекультивації порушених земель.

Табл. 1.1

Обмежувальні чинники сільськогосподарського освоєння гірських порід

Найменування обмежувальних чинників	Чинник
Загальні для всіх гірських порід	Низький вміст гумусу
	Низький вміст азоту
	Низький вміст фосфору
	Низький вміст калію
Специфічні чинники	Низька агрегатованість та утворення земної кірки
	Важкий гранулометричний склад
	Підвищений вміст легкорозчинних солей
	Підвищений вміст важких металів

Створення Покровського стаціонару з біологічної рекультивації порушених земель на промислових відвалах Запорізького кар'єру тривало протягом трьох років з 1967 по 1970 рік. Площа відвалу в залежності від напрямку рекультивації розчленовується на три техногенні місцевості: польову, садову і лісову і займає 65 га. 8 га знаходиться під садом. Загальна схема дослідів передбачала вивчення впливу довготермінової фітомеліорації на зміну родючості винесених (не перекритих) на поверхню і спланованих у відвалах гірських порід: лесоподібного суглинку (ЛС), суміші червоно-бурого суглинку (ЧБС) та червоно-бурих глин (ЧБГ), сіро-зеленої та темно-сірої глини (СЗГ та ТСГ) та перекритих насипними шарами чорнозему (НШЧ) потужністю 30, 50 і 80 см. Об'єктами досліджень були чорнозем південний та субстрати різновікових розкривних гірських порід Запорізького кар'єру Нікопольського марганцеворудного родовища (МРР), представлені лесоподібними і червоно-бурими суглинками, червоно-бурими і сіро-зеленими мергелістими, темно-сірими, зеленими безкарбонатними глинами (ЗБГ) та давньоалювіальними пісками (ДАП). На рисунках 1.15 – 1.18 представлені чотири фотографічних знімки для ілюстрації стану порушених ландшафтів Покровського ГЗК,

зроблених на різних етапах гірничотехнічної та сільськогосподарської рекультивації.



**Рис.1.15.Формування відвалу
розкривних порід**



**Рис.1.16.Кар'єр видобутку
марганцевої руди**



**Рис.1.17.Приклад природного
заростання відвалу**



**Рис.1.18.Покровський стаціонар
рекультивації земель**

В умовах Покровського стаціонару рекультивації дослідженнями фізико-хімічних і геохімічних властивостей субстратів ґрунту і гірських порід (у вегетаційних та польових дослідках) передбачалась оцінка наступних варіантів: фітомеліорованівскришні гірські породи; лесоподібний суглинок, червоно-бурий суглинок, червоно-бура глина, сіро-зелена глина, темне-сіра сланцева глина; насипний шар чорнозему (НШЧ).

У багаторічних польових дослідках з такими енергокультурами як міскантус, світчґрас, верба, тополя і павловнія клон 112 вивчається вплив деяких заходів підвищення продуктивності рекультивованих земель (внесення різних органо-мінеральних добрив), на урожайність, структуру урожайності екологічну і біоенергетичну якість біомаси (Kharytonov et al., 2023).

Найбільшими темпами рекультивації в Нікопольському МРБ відзначається Покровський ГЗК, де основним засобом біологічної рекультивації є висів складних бобово-злакових травосумішей. Впровадження

рекомендованих у виробництво природоохоронних заходів на Вільногірському ГМК проходить наступним чином. Рекультивовані землі передані на баланс лісгоспу. Частина рекультивованих земель передана для колективного садівництва. Відповідно до програми рекультивації земель створюється зона відпочинку з водоймищем і лісонасадженнями, що має велике природоохоронне значення. За 20 років проведення робіт з рекультивації порушених земель у Західному Донбасі частка земель, які були відновлені під оранку та пасовища склала відповідно 66,8 і 10,2%, під вирощування лісових культур – 23%. Існування альтернативної основи надало можливості для вибору найкращого напрямку та варіанту біологічної рекультивації порушених земель. У зв'язку із цим для виконання цих задач необхідно надання еколого-гідрогеологічної оцінки рекультивованих земель. Вивчення основних водно-фізичних властивостей чорнозему південного та гірських порід Нікопольського МРБ та Керченського ЗРР було пов'язане з оцінкою гранулометричного складу (зокрема вмісту мулу та фізичної глини), максимальної гігроскопічності, вмісту глинистих мінералів субстратів. Вміст мулу та фізичної глини в ґрунті та гірських породах Нікопольського МРБ наведений на рисунку 1.19.

Досліджувані осадові відклади породи, за виключенням лесоподібного и червоно-бурого суглинків (середньосуглинисті), давньоаллювіального піску (супісь) та темно-сірої глини (важкосуглиниста) – середньоглинисті.

За вмістом «фізичної глини» ґрунтова маса чорнозему південного – легкоглиниста, а вивчаємі суглинки та глини – середньоглинисті. Відклади давньоаллювіального піску характеризуються як супісь, а піщано-глинисті відклади та шлам залізної руди – легкоглинисті. Рентгенівський фазовий аналіз орієнтованих препаратів глинистих мінералів до та після обробки етиленгліколем, а також після випалення при температурі 550°C, дозволив визначити якісний та кількісний склад глинистих мінералів ґрунту та порід Нікопольського МРБ.

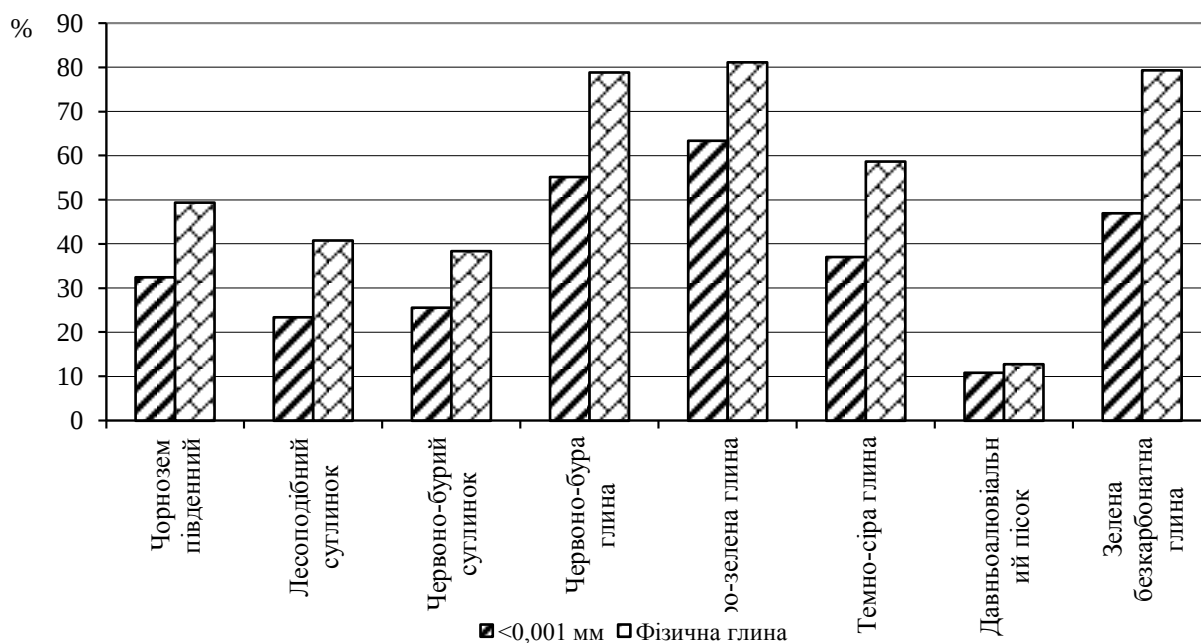


Рис. 1.19. Вміст мулу та фізичної глини в ґрунті та гірських породах Нікопольського МРБ, %

Установлено, що переважаючими мінералами у мулистій фракції ґрунту та порід є гідрослюда, монтморілоніт та каолініт. Аналіз отриманих дифрактограм показав, що на відміну від каолініту, гідрослюда та монтморілоніт, у більшості зразків гірських порід знаходяться у виді змішаношарових утворень (рис. 1.20).

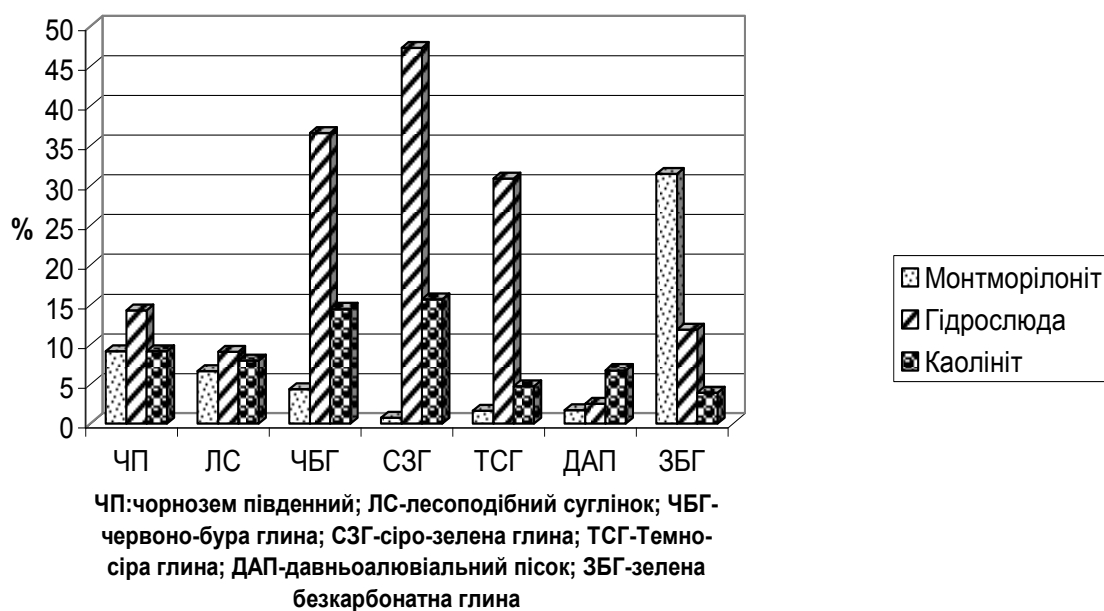


Рис. 1.20. Вміст глинистих мінералів у чорноземі південному і гірських породах Нікопольського МРБ, %

Найбільш забезпечені гідрослюдою та монтморіллоном сіро-зелена, зелена безкарбонатна, червоно-бура і темно-сіра глини. Рентгенівський фазовий аналіз орієнтованих препаратів глинистих мінералів, після замочування у розчині етиленгліколю та термообробки ($t = 550^{\circ}\text{C}$), дозволив дати якісну та кількісну оцінку складу тонкодисперсної фракції ($<0,001$) у зразках гірських порід та субстратів Керченського ЗРР (рис. 1.21).

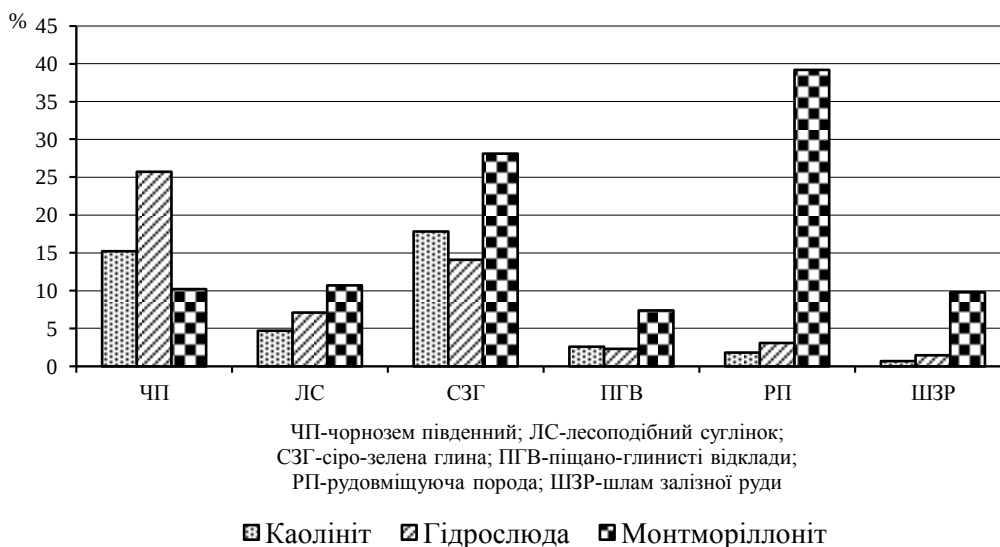


Рис. 1.21. Вміст глинистих мінералів у чорноземі південному та гірських породах Керченського ЗРР, %

Установлено, що переважними мінералами в мулистій фракції ґрунту та субстратів гірських порід являються каолініт, гідрослюда та монтморіллоніт. За вмістом каолініту, гідрослюди та монтморіллоніту у тонкодисперсній фракції, досліджувані субстрати можна розподілити у наступні три рядки за кількісним зменшенням: а) за вмістом каолініту (%) – чорнозем південний (29,7), сіро-зелена глина (29,6), лесоподібний суглинок (20,8), піщано-глинисті відклади (20,8), шлам залізної руди (5,8), рудовміщуюча порода (4,0); б) за вмістом гідрослюди(в %) – чорнозем південний (50,2), лесоподібний суглинок (31,5), сіро-зелена глина (23,5) піщано-глинисті відклади (19,0), шлам залізної руди (12,6), рудовміщуюча порода (7,1); в) за вмістом монтморіллоніту (%) – рудовміщуюча порода (88,9), шлам залізної руди (81,6), піщано-глинисті відклади (60,2), лесоподібний суглинок (47,8), сіро-зелена глина (46,8), чорнозем південний (19,9). З урахуванням вмісту мулистої фракції у ґрунтовій масі та інших субстратах кількісні співвідношення глинистих мінералів

змінюються, а ряди за зменшенням виглядають наступним чином:

а) за вмістом каолініту (%) – сіро-зелена глина (17,8), чорнозем південний (15,2), лесоподібний суглинок (4,7), піщано-глинисті відклади (2,6), рудовміщуюча порода (1,81), шлам залізної руди (0,70);

б) за вмістом гідролітичності (%) – чорнозем південний (25,7), сіро-зелена глина (14,1), лесоподібний суглинок (7,1), рудовміщуюча порода (3,1), піщано-глинисті відклади (2,3), шлам залізної руди (1,5);

в) за вмістом монтморіллону (%) – рудовміщуюча порода (39,2), сіро-зелена глина (28,1), лесоподібний суглинок (10,7), чорнозем південний (10,2), шлам залізної руди (9,8), піщано-глинисті відклади (7,4).

За якісним і кількісним складом вторинних мінералів досліджувані субстрати можна охарактеризувати як придатні для сільськогосподарського використання. Оптимальне співвідношення глинистих мінералів, забезпечує достатньо високу ємність поглинання сіро-зеленій глині, що надає можливість дивитись на цю породу як на перспективний водотрив при будівлі штучного ґрунтово-екологічного профілю. Отже, за необхідне було визначитись з таким фізичним параметром ґрунту та гірських порід, як максимальна гігроскопічність (рис.1.22 та 1.23).

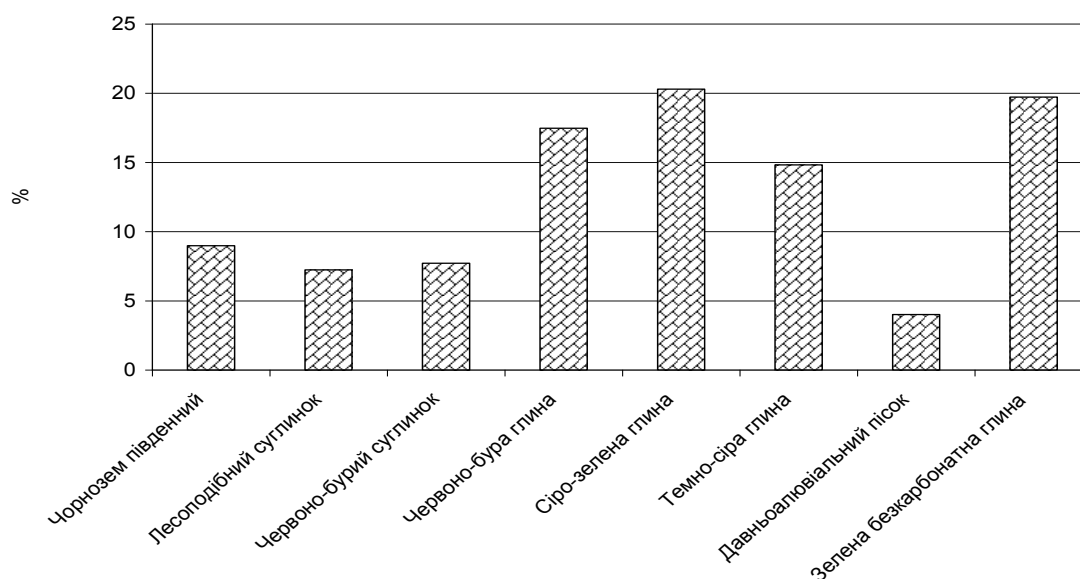


Рис. 1.22. Характеристика ґрунту та гірських порід Нікопольського МРБ за рівнем максимальної гігроскопічності, %

Прогноз тривалості формування вологозапасу у випадку застосування

штучного водотриву був виконаний для умов південного (сухого) і північного Степу України з урахуванням різниці O (опадів) – B (випаровування). У більшому ступені розрахунки виконані для Камиш-Бурунського, Покровського, Вільногірського та Павлоградського стаціонарів рекультивації порушених земель.

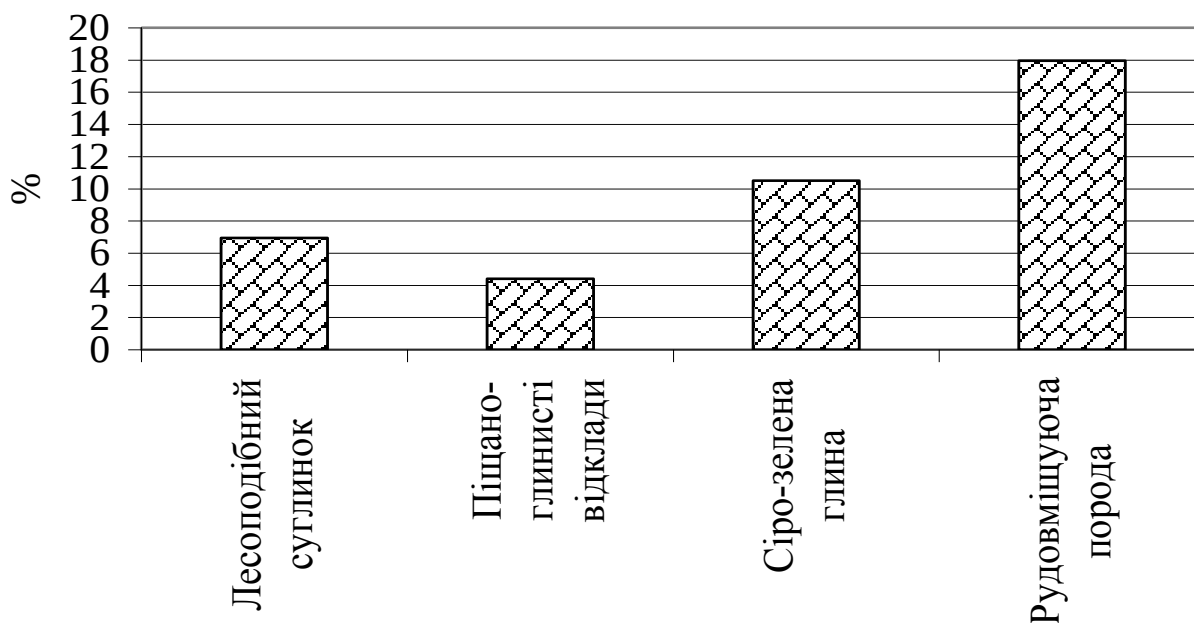


Рис. 1.23. Характеристика гірських порід Керченського ЗРР за рівнем максимальної гігроскопічності, %

Наприкінці 80-х років були закладені додаткові блоки – варіанти штучних профілів рекультивації з водотривом. На Камиш-Бурунському стаціонарі рекультивуємих земель додаткова серія експериментів була закладена зі штучними водотривами – поліетиленовою плівкою (ПЕП) та сіро-зеленою глиною (Табл.1.2 та 1.3). Зокрема, в мікропольовому досліді з кукурудзою у варіанті, де метрова товща лесоподібного суглинку була нанесена на 40 см шар сіро-зеленої глини, приріст урожаю кукурудзи на глинистому водотриві був у 1,5 рази більше, ніж у варіанті з ПЕП. Оцінка ефективної родючості відсипаних на лесоподібному суглинку 30, 50, 80 и 100 см шарів ґрунтової маси чорнозему південного засвідчила, що оптимальною потужністю для отримання максимального урожаю кукурудзи є шар 50 см. Разом з тим, як загальну закономірність, треба відмітити той факт, що ґрунтова маса чорнозему разом з

органічними добривами, розміщеними або внесеними безпосередньо над водотривами (в шарі 80-100 см) забезпечували більш високий ефект (до 20%) у порівнянні з розміщенням їх в шарах 30-50 и 50-70 см. Отримані експериментальні дані щодо ефективності водотриву у якості сіро-зеленої глини підтверджуються наступними розрахунками. Відомо, що для умов Керченського півострову на Камиш-Бурунському стаціонарі рекультивації середнебагаторічні опади складають 397 мм, а фізичне випаровування – 392 мм. Таким чином, вологозапас становить 5 мм. Зміну рівню ґрунтових вод позначають як Δh (Kharytonov et al, 2013).

$$\Delta h = \frac{\varepsilon \cdot t}{\mu}, \text{ м/рік}, \quad (1.1)$$

де, ε – інфільтраційне живлення у природних умовах;

t – час, днів; μ – коефіцієнт нестачі насичення ґрунту у зоні аерації.

$$\varepsilon = \frac{5_{мм}}{1000 \cdot 365} = 1,37 \cdot 10^{-5}, \text{ м/добу}.$$

Для варіанту 50 см НШЧ зміна Δh за 1 рік становить:

$$\Delta h = \frac{\varepsilon \cdot t}{\mu} = \frac{1,37 \cdot 10^{-5} \cdot 365}{0,04} = 0,125 \text{ м/рік}.$$

У такому разі поява ґрунтових вод на поверхні відбудеться через

$$t = \frac{m}{\Delta h} = \frac{0,5}{0,125} = 4 \text{ роки}, \quad (1.2)$$

де m_i – потужність конкретного шару гірської породи.

Результати розрахунків часу, за який ґрунтові води піднімуться до поверхні для варіантів 40 см СЗГ+50 см НШЧ; 40 см СЗГ+100 см ЛС; 40 см СЗГ+50ЛС+50 НСЧ наведені в таблиці 1.2. Для порівняння складових надходження (опади) та втрат вологи з випаровуванням та транспірацією рослинами в агроєкосистемі звернулись до формули обчислення швидкості вологопереносу(V):

$$V = \frac{O - (B + T)}{1000 \cdot \tau} \quad (1.3)$$

де O – опади, мм, B – випаровування, мм, T – транспірація (винос вологи з

урожаєм сільськогосподарських культур). Винос вологи з урожаєм сільськогосподарських культур розраховували помноженням урожайності культури за кожен рік на коефіцієнт водоспоживання (Євграшкіна, 2003). В умовах сухого Степу використання штучного водотриву можна розглядати як маловитратну технологію економії води для зрошення.

Табл. 1.2

Розрахункові параметри часу формування вологозапасу у варіантах рекультивації з штучним глинистим водотривом

Варіант	Загальна потужність штучного профілю, см	t, рік
50 см НШЧ	50	4,0
100 см ЛС	100	6,0
50 см ЛС+50 см НШЧ	100	7,0

Примітки: ЛС – лесоподібний суглинок; НШЧ – насипний шар чорнозему; t - тривалість часу формування вологозапасу, кількість років

Виходячи із наведених розрахункових даних і результатів польових дослідів на Камиш-Бурунському стаціонарі для зони Сухого Степу перспективною була визначена наступна технологія утворення рекультивованих земель. На сплановану поверхню промислових відвалів наносять водотривний шар сіро-зеленої глини (40 см), потім – шари лесоподібного суглинку (50 см) та насипного шару чорнозему (50 см). Результати розрахунків часу, за який ґрунтові води піднімуться до поверхні для варіантів з водотривом на інших стаціонарах рекультивації ДДАЕУ наведені в таблиці 1.3. Необхідно відмітити, що база геологічної сировини у якості водотриву залежить від конкретних геологічних умов розробок корисних копалин у кожному випадку. Наприклад, у Вільногірську та Павлограді це червоно-бура глина, в Покрові – сіро-зелена, зелена безкарбонатна глини.

Табл. 1.3

Розрахункові параметри часу формування вологозапасу у варіантах рекультивації з штучним глинистим водотривом

Стаціонар рекультивації	Варіант	Загальна потужність штучного профілю, см	t, рік
Вільногірський	30ЛС	30	1,3
	10П + 30ЛС	40	4,2
	30П + 40ЛС + 50НШЧ	120	13,4
	50 ЛС + 50НШЧ	100	5,1
Покровський	50 ЛС + 50НШЧ	100	5,1
Павлоградський	50 ЛС + 50НШЧ	100	6,6

Примітки: ЛС— лесоподібний суглинок; НШЧ— насипний шар чорнозему; П —пісок; t - тривалість часу формування вологозапасу, кількість років

Оцінка безпосереднього (ААБ рН 4,8) та важкодоступного (1н НСІ) резервів фітомеліорованих субстратів Нікопольського марганцеворудного родовища по відношенню до важких металів наведена в таблиці 1.4.

Табл. 1.4

Вміст мікроелементів у ґрунті та гірських породах, мг/кг (чисельник - ААБ рН 4,8, знаменник - 1н НСІ)

Субстрат	Co	Ni	Pb	Mn	Zn	Cu	Fe	Cr
Чорнозем південний	1,0±0,1	1,8±0,3	4,8±0,5	140±3	16,0±1,3	1,96±0,4	5,0±0,5	1,0±0,0 4
	4,88±0,3	8,4±0,4	16,6±0,9	535±17	62,0±8	8,3±0,4	1747±73	3,0±0,2
Лесоподібний суглинок	1,9±0,1	3,6±0,6	10,1±0,1	70±3	10,0±1,1	2,5±0,4	5,0±0,5	2,0±0,1
	5,56±0,2	7,9±0,5	13,8±0,4	343±20	81,0±8,1	6,6±0,2	1283±7	3,1±0,2
Червоно-бурий суглинок	1,7±0,3	3,8±0,2	9,4±0,7	62±4	11,3±2,2	2,8±0,2	4,3±0,2	2,2±0,1
	5,68±0,1	8,43±0,1	12,2±0,5	348±7	28,3±2,4	6,8±0,2	1243±34	3,0±0,2
Червоно-бура глина	1,4±0,06	3,2±0,2	8,1±0,8	68±3	9,5±1,8	2,3±0,2	4,0±0,2	1,9±0,1
	6,85±0,3	11,3±0,3	12,6±0,7	467±7	35,0±36	8,57±0,3	1848±10 8	3,8±0,1
Сіро-зелена глина	1,1±0,1	2,7±0,15	4,3±0,3	51±4	5,9±1,7	2,2±0,3	4,4±0,1	1,4±0,2 1
	2,43±0,2 5	4,0±0,32	11,0±0,7	155±15	16,3±3	7,3±0,7	1082±43	3,5±0,3
Темно-сіра глина	0,8±0,1	5,8±0,8	6,2±0,5	206±19	8,7±1,1	2,2±0,2	11,2±2	1,3±0,1
	3,33±0,3	9,2±1	11,7±1,8	2053±8 0	35,8±4,4	8,22±0,6	2005±11 1	3,0±0,3
Давньоалювіальний пісок	0,9±0,2	3,3±0,3	3,8±0,4	29±1	9,5±0,5	1,9±0,15	9,8±1,3	1,2±0,0 6
	3,0±0,08	6,5±1,09	6,2±0,7	52±3	19,8±1,7	4,0±0,4	577±83	1,58±0,2
Зелена безкарбонатна глина	0,9±0,01	1,5±0,2	5,9±0,4	50±2	11,7±0,6	2,1±0,3	4,7±0,5	1,3±0,0 2
	2,9±0,4	3,5±0,5	11,9±2,2	291±14	37,2±1,9	7,9±0,2	1330±14 7	3,3±0,5

Як виходить з отриманих даних, низька забезпеченість мікроелементами, характерна для давньоалювіального піску, та підвищена концентрація марганцю у темно-сірій глині обмежують перспективу їх використання при створенні рекультивованих земель. Разом з тим, необхідно відмітити, що в кількісному відношенні рівень решти мікроелементів та важких металів у вивітрюємих гірських породах не перевищував показники ґрунтової маси чорнозему південного. Найбільшим ступенем збалансованості мікроелементами, характеризуються лесоподібний та червоно-бурий суглинки, червоно-бура та сіро-зелена глини. Подовжена фітомеліорація призводить до підвищення у них частки безпосереднього резерву мікроелементів в процесі біологічного вивітрювання гірських порід. Проміж тим, у кількісному відношенні рівень мікроелементів у вивітрюємих гірських породах не перевищував показники ґрунтової маси чорнозему південного навіть після 14 років їх фітомеліорації.

Результати вивчення розподілу заліза у техногенних субстратах Керченського ЗРР (за даними аналізу водної витяжки) наведені на рис.1.24.

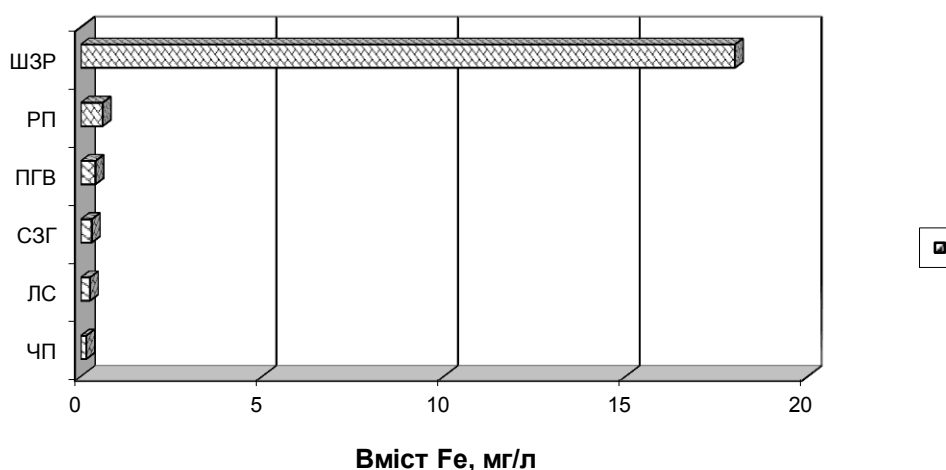


Рис. 1.24. Вміст заліза у водній витяжці чорнозему південного і гірських порід Керченського ЗРР.

Як виходить з аналізу отриманих даних найбільшим вмістом рухомого заліза відзначається шлам залізної руди.

Викритий факт підвищеної кількості марганцю в темно-сірій глині підтвердився після аналізу надземної маси гороху та кукурудзи в багаторічному

вегетаційному досліді (Рис.1.25).

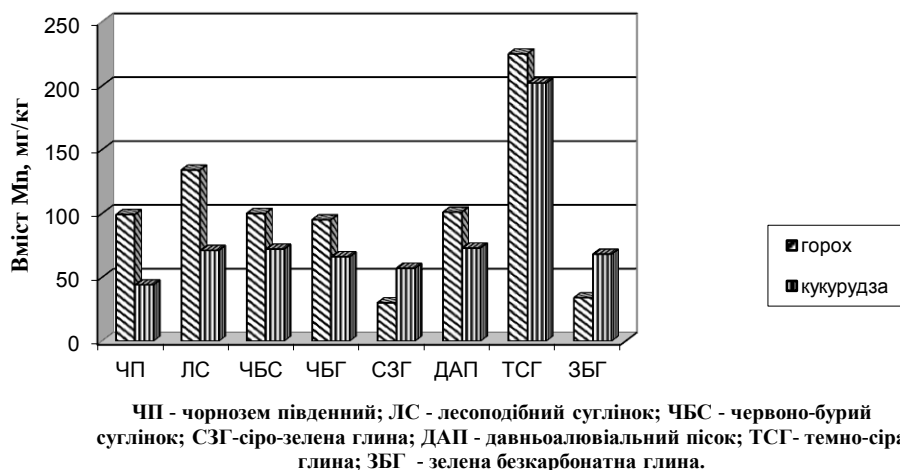


Рис.1.25. Вміст марганцю у вегетативній масі гороху та кукурудзи

Вміст марганцю у вегетативній масі гороху та кукурудзи, вирощених на темно-сірій глині більше ніж втричі ніж це дозволяють норми годівлі сільськогосподарських тварин (Клиценко, 1971).

Для оцінки видових відмінностей у концентрації мікроелементів в вегетативній масі рослин був досліджений їх спектр при вирощуванні у вегетаційному досліді ячменю, гороху та люцерни на різновікових фітомеліорованих субстратах Нікопольського МРБ. Результати цих досліджень наведені на рис. 1.26 -1.27.

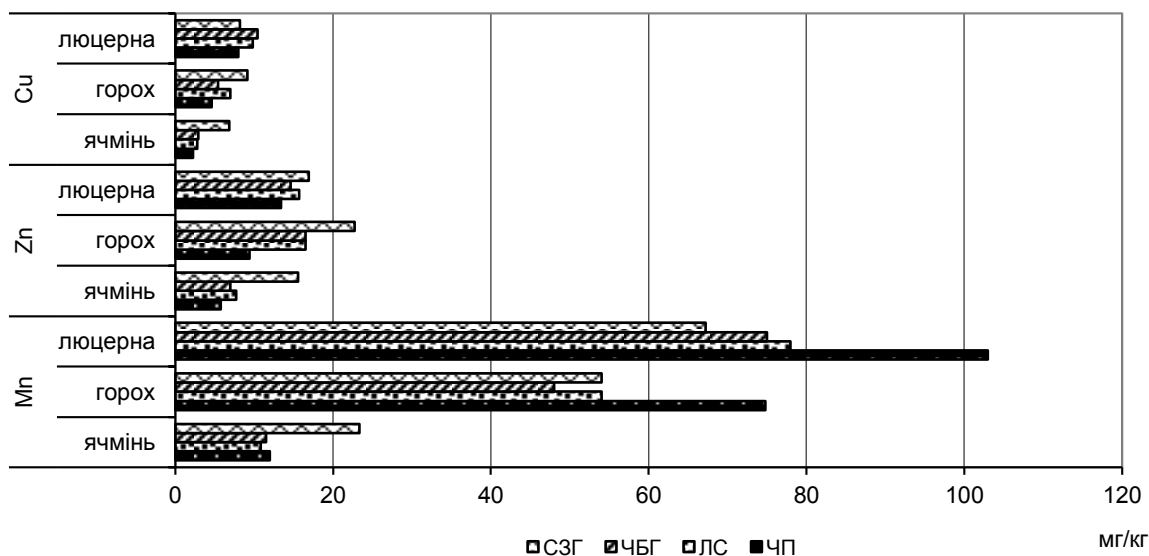


Рис. 1.26. Вміст Mn, Zn, Cu в надземній масі рослин

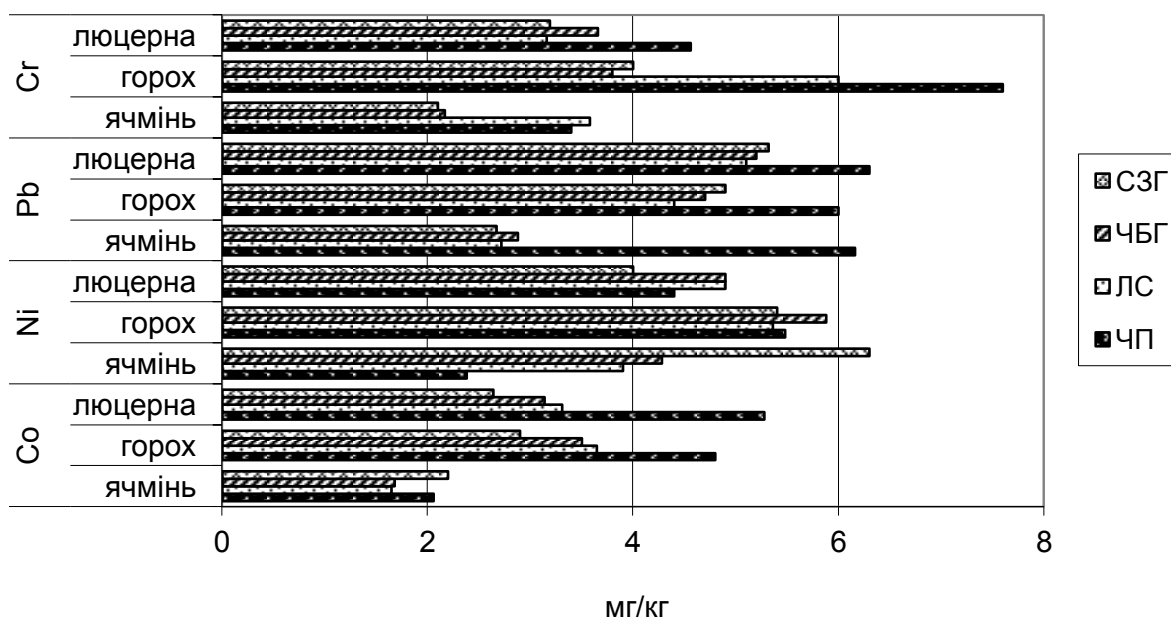


Рис. 1.27. Вміст Co, Ni, Pb, Cr в надземній масі рослин

Цікаво, що концентрація цинку та міді в зразках рослин, вирощених на гірських породах була вище в 1,2-2 рази у порівнянні з тотожними показниками ґрунтової маси. По решті елементів зафіксована зворотна тенденція. Результати аналізу зольних витяжок лікарських рослин наведені в таблиці 1.5. З аналізу табличних даних виходить, що найбільша концентрація марганцю ($> 90\text{мг/кг}$) зафіксована у ромашці лікарській, безсмертнику та пустирнику. Цинк у кількості вище 30мг/кг був зареєстрований тільки у календулі, ромашці та пустирнику. Більш за все міді було відмічено у календулі, ромашці, безсмертнику, пустирнику та звіробію. У той же самий час, концентрація магнію у рослинах на лесоподібному суглінку перевищувала на 15-50% показники ґрунтової маси чорнозему південного, за виключенням календули та пустирнику. Пустирник відрізнявся найбільшою концентрацією заліза та магнію.

Результати вивчення вмісту важких металів у вегетативній частині озимої пшениці (фаза кущення), вирощеної на фітомеліорованих гірських породах та насипному шарі чорнозему південного у польових дослідях на Покровському стаціонарі рекультивації Нікопольського МРБ наведені на рис.1.28.

Табл. 1.5.

**Вміст мікроелементів у лікарських рослинах, вирощених на насипному шарі чорнозему та фітомеліорованому лесоподібному суглинку, мг/кг
(Покровський стаціонар рекультивації, Нікопільський МРБ)**

Рослина	Грунт	Co	Ni	Mn	Zn	Cu	Fe	Mg
Стальник	НШЧ	2,0±0,1	2,4±0,3	22,0±0,8	14,0±1,2	12,0±0,7	438,8±42	8895±452
	ЛС	3,0±0,2	2,7±0,4	28,0±1,4	11,0±1,0	12,0±0,8	655,4±55	10990±517
Алтей	НШЧ	4,0±0,3	2,6±0,3	42,0±2,5	19,0±8,7	12,0±1,5	479,7±44	13192±570
	ЛС	4,0±0,3	3,1±0,3	24,0±1,1	20,0±1,7	18,0±2,0	404,0±39	19997±971
Валеріана	НШЧ	4,0±0,2	4,2±0,2	89,0±4,0	21,0±2,5	11,0±0,9	927,0±85	5499±233
	ЛС	5,0±0,3	4,6±0,3	60,0±5,0	22,0±2,7	15,0±1,5	992,0±97	9797±504
Календула	НШЧ	6,9±0,3	2,8±0,1	84,0±3,5	33,0±2,5	27,0±2,5	740,6±96	14292±610
	ЛС	6,0±0,3	3,2±0,4	60,0±3,4	37,0±4,5	18,0±1,5	510,9±67	13497±560
Ромашка лікарська	НШЧ	7,0±0,4	4,4±0,3	203±10,0	32,0±2,0	21,0±2,1	624,7±49	10495±505
	ЛС	6,0±0,3	4,8±0,3	161±9,5	31,0±2,5	21,0±2,2	662,9±57	11198±630
Безсмертник	НШЧ	5,0±0,2	2,6±0,1	128±6,0	26,0±1,5	17,0±0,9	414,9±40	9498±470
	ЛС	5,0±0,3	3,7±0,3	98±4,7	27,0±2,5	24,0±1,9	381,9±39	12498±712
Пустирник	НШЧ	7,0±0,2	3,2±0,1	149±8,7	36,0±2,0	32,0±3,5	752,9±59	28595±1550
	ЛС	8,0±0,6	4,7±0,3	88±5,4	32,0±2,2	25,0±2,6	591,8±40	26689±1350
Звіробій	НШЧ	3,0±0,2	1,5±0,04	76±4,4	21,0±1,5	26,0±2,0	329,0±28	6700±210
	ЛС	2,0±0,3	1,7±0,3	51±2,1	22,0±2,7	21,0±2,5	242,0±20	7500±250
Астрагал	НШЧ	5,0±0,2	3,6±0,3	83±4,1	26,0±2,9	14,0±0,9	352,9±19	14394±492
	ЛС	5,0±0,3	4,4±0,5	75±3,7	23,0±3,0	17,0±1,5	291,9±18	16495±510

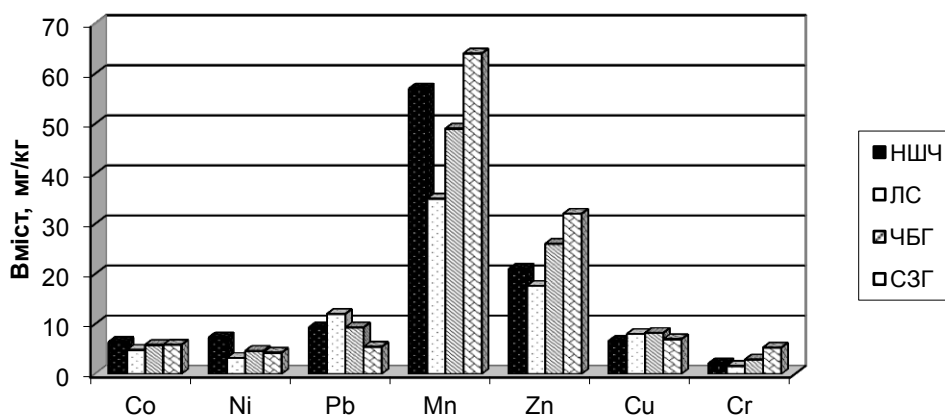


Рис.1.28. Вміст важких металів у вегетативній масі озимої пшениці

Аналіз розподілу Co, Ni, Pb, Cu і Mn у надземній масі озимої пшениці засвідчив, що рослини, вирощені на гірських породах за цими елементами не перевищують тотожні показники ґрунтової маси чорнозему південного. Виявлено, що вегетативна маса пшениці у фазі кущення, вирощена на червоно-

бурій і сіро-зеленій глинах була на 50 % більше забезпечена цинком і хромом. Результати досліджень вмісту мікроелементів у зразках сільськогосподарських культур за варіантами рекультивації на Камиш-Бурунському стаціонарі рекультивації наведені в таблицях 1.6-1.8.

Табл. 1.6.

Вміст важких металів у сіні люцерни за варіантами рекультивації, мг/кг

Варіант	Zn	Cu	Mn	Cr	Ni	Cd	Pb
ТС	21,1±2,0	14,0±1,6	63,0±4,5	2,5±0,3	4,7±0,3	0,4±0,04	10,8±1,0
ТС+30см НШЧ	19,3±1,6	9,6±0,7	34,0±2,6	2,5±0,3	4,8±0,4	0,6±0,05	7,5±0,8
ТС+50см НШЧ	38,1±2,7	7,5±0,5	43,0±3,8	2,2±0,2	4,7±0,3	0,6±0,05	6,6±0,5
ТС+80см НШЧ	34,5±2,5	14,9±1,5	43,0±3,6	2,0±0,1	5,7±0,5	0,4±0,03	10,8±0,8
ЛС	22,8±2,0	12,3±1,2	57,0±5,0	2,0±0,2	5,0±0,6	0,4±0,03	5,8±0,5
ЛС+50см НШЧ	28,6±2,2	14,0±1,4	50,0±4,8	2,5±0,2	5,4±0,5	0,4±0,04	8,3±0,6
СЗГ	48,4±4,0	19,6±1,5	58,0±5,0	2,5±0,2	6,4±0,5	0,8±0,05	4,0±0,5
СЗГ + 50см НШЧ	26,2±2,3	17,2±1,3	52,0±5,0	2,5±0,3	5,2±0,4	0,5±0,04	8,0±0,9
Рудовміщуюча порода (РП)	25,8±2,2	37,2±2,5	65,0±4,9	2,5±0,3	5,6±0,5	0,3±0,02	9,0±0,8

Табл. 1.7.

Вміст важких металів у соломі озимої пшениці, мг/кг

Варіант	Zn	Cu	Mn	Cr	Ni	Cd	Pb
ТС	5,8±0,6	0,44±0,04	30,0±2,5	сл.	сл.	сл.	сл.
ТС+30см НШЧ	4,8±0,4	0,78±0,06	16,0±1,6	сл.	сл.	сл.	сл.
ТС+50см НШЧ	4,4±0,5	0,6±0,05	18,0±1,7	сл.	сл.	сл.	сл.
ТС+80см НШЧ	6,0±0,5	0,40±0,03	24,0±2,0	сл.	сл.	сл.	сл.
ЛС	6,1±0,6	2,1±0,01	20,0±1,5	сл.	сл.	сл.	сл.
ЛС+50см НШЧ	7,0±0,4	1,05±0,01	18,0±1,4	сл.	сл.	сл.	сл.
СЗГ	6,2±0,5	2,42±0,02	28,0±2,3	сл.	сл.	сл.	сл.
СЗГ + 50см НШЧ	6,0±0,5	1,34±0,01	28,0±2,3	сл.	сл.	сл.	сл.
РП	5,2±0,4	1,0±0,01	50,0±4,5	сл.	сл.	сл.	сл.

Табл. 1.8.

Вміст важких металів у зеленій масі гороху, мг/кг

Варіант	Zn	Cu	Mn	Cr	Ni	Cd	Pb
ТС	11,7±1,0	5,6±0,4	53,0±4,2	2,5±0,3	5,4±0,4	0,2±0,02	7,5±0,6
ТС+30см НШЧ	30,8±2,9	6,7±0,6	50,0±4,1	2,5±0,3	4,1±0,3	0,2±0,02	3,2±0,4
ТС+50см НШЧ	15,2±1,3	6,1±0,5	43,0±3,6	2,2±0,3	5,6±0,2	0,25±0,02	4,8±0,4
ТС+80см НШЧ	26,0±2,3	6,4±0,5	37,0±3,5	1,7±0,2	3,5±0,3	0,15±0,01	4,9±0,5
ЛС	19,6±2,0	8,0±0,6	47,0±4,0	2,8±0,2	5,3±0,4	0,2±0,02	7,3±0,6
ЛС+50см НШЧ	26,2±2,2	6,8±0,5	42,0±3,8	3,3±0,2	5,0±0,2	0,15±0,01	4,1±0,3
СЗГ	35,4±4,0	10,9±0,8	40,0±3,6	4,2±0,3	5,3±0,3	0,35±0,02	4,0±0,4
СЗГ + 50см НШЧ	28,4±2,7	5,1±0,4	40,0±3,7	2,8±0,3	5,7±0,4	0,15±0,02	4,9±0,4

Виходячи із співставлення отриманих даних, встановлено, що мікроелементи у найбільшому ступені поглинаються люцерною. На другому місті ідуть горох і пшениця. Отримані результати додають нову інформацію до існуючої класифікації (Масюк, 1989), що розподіляє сільськогосподарські культури на еври- (маловимогливі), мезо- (середньо вимогливі) та мегатрофи (високо вимогливі) у відповідності до родючості. У наших дослідженнях встановлено, що більший адаптивний потенціал еврїтрофів (маловимогливих культур) призводить і до підвищеного поглинання мікроелементів. Солома озимої пшениці у всіх варіантах поглинала значно менше цинку і міді у порівнянні з сіном люцерни та зеленою масою гороху. Хром, нікель, свинець та кадмій були зафіксовані у соломі у слідових кількостях. У порівнянні з існуючими біотичними нормами зафіксований підвищений вміст міді (у 4 рази) в сїні люцерни при використанні у якості субстрату рудовміщуючої породи. В цілому, за вмістом мікроелементів усі досліджувані кормові культури не перевищували толерантних доз для сільськогосподарських тварин (Клиценко, 1971). Таким чином, в умовах степової зони при створені штучних едафотопів

найбільш раціонально у якості підстилаючої основи використовувати технічну суміш з лесоподібного суглинку, сіро-зеленої глини з незначним додаванням некондиційної рудовміщуючої породи.

1.6. Екобезпека освоєння шахтних відвалів Західного Донбасу

Наші дослідження у Західному Донбасі були пов'язані з наданням комплексної геохімічної оцінки процесів експлуатації рекультивованих земель. Павлоградський стаціонар рекультивації був створений у 1975 році біля шахти Павлоградська (рис.1.29).



Рис.1.29. Техногенний ландшафт біля шахти Павлоградська

Схема відновлення порушених земель в умовах Павлоградського стаціонару рекультивації порушених земель складалась з декількох варіантів (без та з екрануючим шаром лесоподібного суглинку):

1. Шахтна порода ШП + 30 см насипного шару чорнозему (30НШЧ);
2. ШП + 50НШЧ;
3. ШП + 70НШЧ;
4. ШП + 50 см лесоподібного суглинку (50ЛС) + 30НШЧ;
5. ШП + 50ЛС + 50НШЧ;
6. ШП + 50ЛС + 70НШЧ;

При цьому у варіантах з різною потужністю насипного шару чорнозему

дослідили пошарово зміни у реакції водної витяжки уздовж рекультивованого профілю. Отримані дані підтверджують, що відсутність захисного екрану лесоподібного суглинку призводить до швидкого підкислення ґрунтового розчину прошарків ґрунту внаслідок швидкого протікання процесу хімічного вивітрювання гірських порід на контакті з шахтним відвалом (рис.1.30).

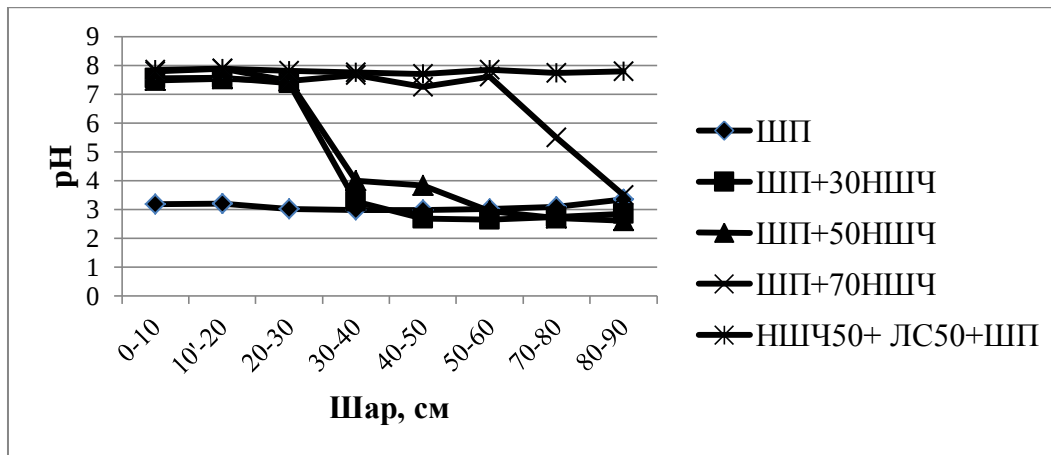


Рис. 1.30. Профільний розподіл pH за варіантами рекультивації (ШП-1; ШП+НШЧ30-2; ШП+НШЧ50-3; ШП+НШЧ70-4; ШП+ ЛС50+НШЧ50)

Це підтверджується даними щодо вертикального розподілу солей за варіантами рекультивації шахтного відвалу (рис. 1.31). Інші залежності у профільному розподілі pH та солей були зафіксовані в умовах не перекритих та рекультивованих шахтних відвалів. Згідно отриманим даним лужний бар'єр є головним чинником зміни pH та засолення рекультивованих земель.

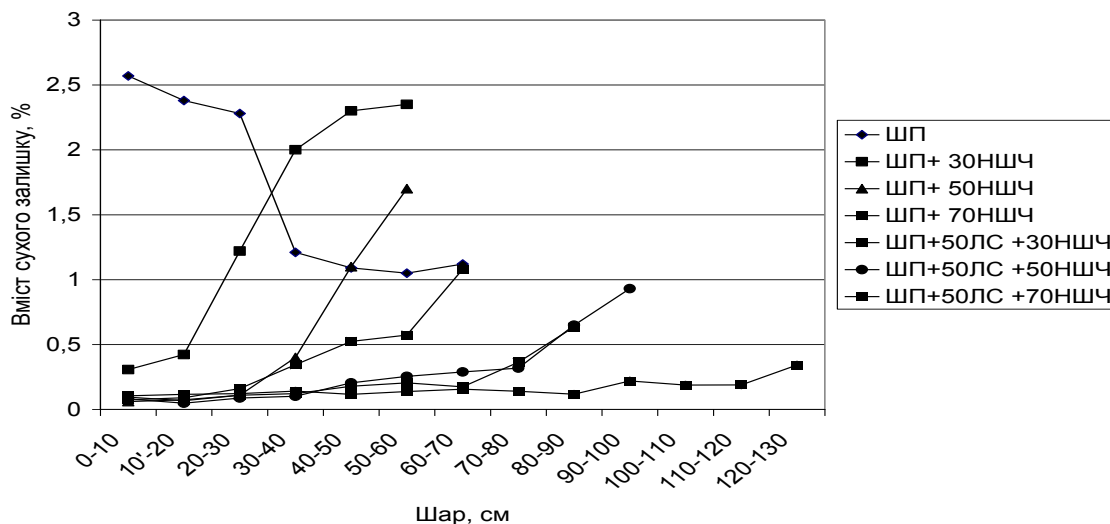


Рис. 1.31. Профільний розподіл солей за варіантами рекультивації

Введення 50 см прошарку лесоподібного суглинку у варіанті ШП+50НШЧ призводило до значного стримування процесу хімічного вивітрювання гірських порід шахтного відвалу (рис. 1.32).

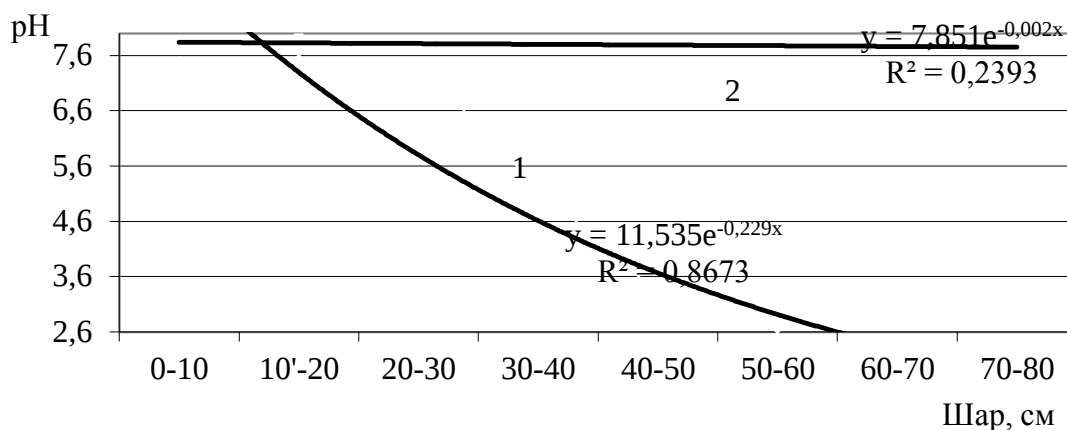


Рис. 1. 32. Стабілізація профільного розподілу рН від нанесення 50 см лесоподібного суглинку на шахтний відвал у варіантах: 1-ШП+50НШЧ; 2-50НШЧ+50ЛС+ШП

Отже, стабілізація рН у варіанті 50НШЧ+50ЛС+ШП можлива у межах 7,7-7,9. Співставлення отриманих даних дозволило зробити наступний висновок: варіант з прошарком лесоподібного суглинку та потужністю насипного шару ґрунту 70см (ШП+50ЛС+70 НШЧ) є найбільш перспективним для рекультивації просівших ділянок заплави ріки Самара. Дані хімічного аналізу щодо розподілу солей уздовж модельних профілів рекультивації з прошарком лесоподібного суглинку наведені на рисунку 1.33.

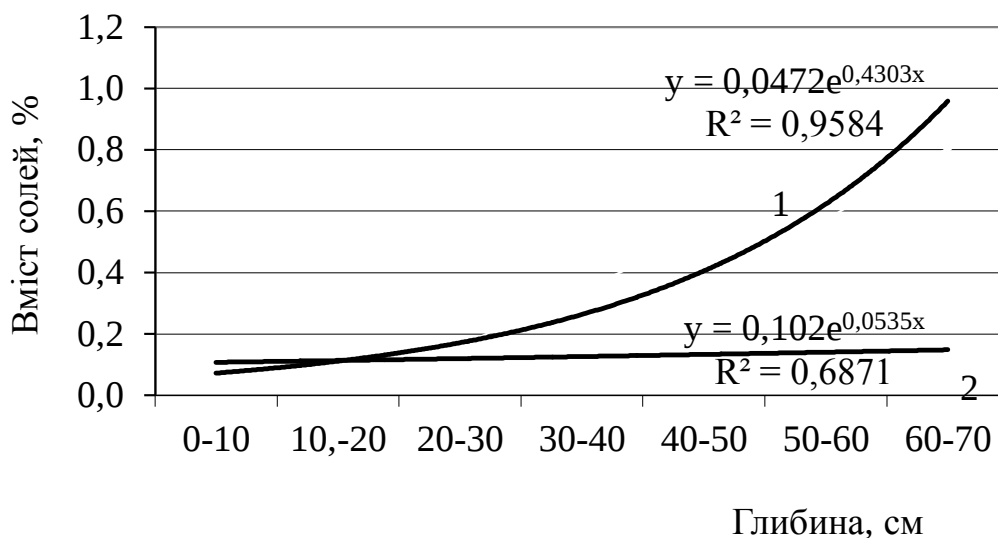


Рис. 1.33. Вплив геохімічного екрану на розподіл солей уздовж двох модельних профілів у варіантах НШЧ 70 (1) та НШЧ70+ЛС50+ШП (2)

Вивчення розподілу солей уздовж двох модельних профілів з прошарком свідчить, про значне стримування темпу засолення у варіанті ШП+50ЛС+70НШЧ. Отже, перекриття шахтних відвалів 50 см шаром ґрунту стримує швидкий розвиток процесів вивітрювання, але не гарантує достатню ступінь екологічної безпеки. Отже, необхідність введення захисного екрану у якості прошарку лесоподібного суглинку є очевидною. Через 8 років для усіх варіантів рекультивації зробили відбір проб ґрунту, дослідження та інтерпретацію аналізів вмісту сухого залишку знову (рис. 1.32). Відповідні дискретні дані згладжувалися типовими найбільш підходящими трендами. Порівняння даних хімічного складу водної витяжки для варіантів ШП+70НШЧ та ШП+50ЛС+70НШЧ за восьмирічний період виявило найбільші відрізнення у розподілі солей у модельних профілях рекультивації в варіантах без екрануючого шару лесоподібного суглинку. Відсутність цієї «геомембрани» призводить до вертикального переміщення та поступового засолення верхніх шарів ґрунту на контакті з шахтною породою відвалів. Отримані дані ще раз підтвердили, що екрануючий шар лесоподібного суглинку значно стримує засолення штучного профілю (лінії 4, 5 та 6 на рис. 1.34).

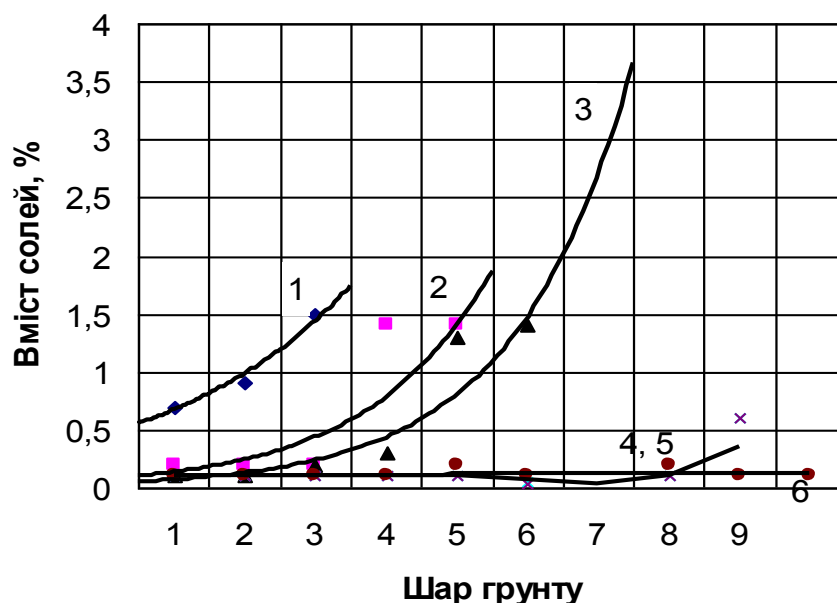


Рис. 1.34. Профільний розподіл солей відповідно варіантам рекультивації: 1, 2, 3 – у чорноземі потужністю 30, 50 та 70 см; 4, 5 та 6 – у чорноземі аналогічної висоти з шаром лесоподібного суглинку потужністю 50 см

Причина надходження легкорозчинних солей з шахтних порід у підорні та орні горизонти штучних профілів рекультивації, на нашу думку, пов'язана з дифузією внаслідок переносу аніонів та катіонів з більш засолених шарів ґрунту до менш засолених. Цілком можливий і ефект підтягування солей, які знаходяться у контакті із відвалом, з капілярної кайми ґрунтових вод.

Нерівномірний розподіл солей за прошарками у порівнюваних варіантах повинен бути урахованим, оскільки пов'язаний із різницями у швидкості вологопереносу, рівні коефіцієнтів гідродисперсії та напрямку руху води, у роки з недостатньою для промивного типу кількістю опадів, або у місяці за відсутністю рослинного покриву. Характерно, що у чорноземі, який було відсипано на шахтну породу, виявляється певна закономірність росту вмісту розчинних солей у прошарках, що наближаються до шахтної породи (лінії 1, 2 та 3 на рис. 1.34). Тобто насипний шар чорнозему виглядає як об'ємний фільтр розчинних солей, що мігрують з нижнього шару шахтної породи. Чим більше шар чорнозему, тим нижче концентрація солі на поверхні. Це спостереження дозволило зробити теоретичне припущення, що шахтна порода виступає джерелом солі, а чорнозем – її об'ємним фільтром, через який мігрують солі, поступово поглинаючись ґрунтом. Отже, отримані експериментальні дані дозволили побудувати математичну модель узагальненої залежності вмісту розчинних солей у шарі чорнозему різної висоти, насипаному поверх шахтної породи. Для цього дані були згруповані за відстанню певного прошарку, починаючи від шахтної породи, а відповідні значення нанесені на точковий графік (рис. 1.35). Суцільною лінією представлений тренд у вигляді експоненти; пунктирною – можлива реальна залежність. Згладжування дискретного ряду значень проводилося експонентою на основі вище згаданого припущення.

Кількісно молекулярна дифузія речовин описується першим та другим законами Фіка.

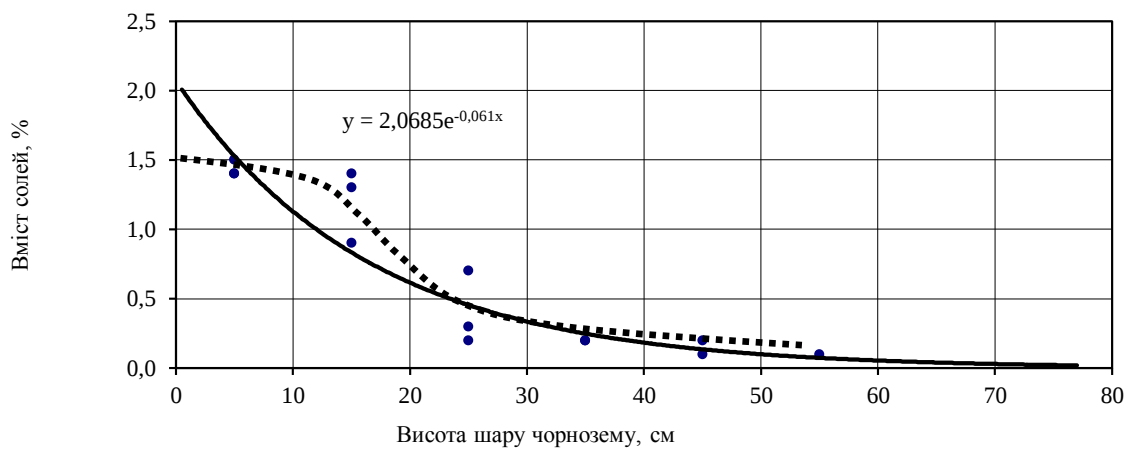


Рис. 1.35. Залежність вмісту розчинних солей від потужності шару ґрунту

За вищезгаданих умов диференційне рівняння масопереносу забруднювачів виглядає як рівняння дифузії речовини скрізь одиницю площі (перший закон Фіка):

$$j = -D \frac{dC}{dx}, \text{ мг/см}^2, \quad (1.4)$$

де C – масова концентрація потоку речовини, що переноситься, крізь обрану площину, мг/м^3 ; x – поточна координата у напрямку руху потоку, м; D – коефіцієнт дифузії, $\text{м}^2/\text{с}$.

Отже, відповідно до закону дифузії, солі дрейфують в область з меншою їх концентрацією. Для сталого режиму в ґрунті цей процес можна записати у вигляді рівняння, в якому відсутній фактор часу, а саме:

$$\frac{dC}{dl} = -k \cdot C, \quad (1.5)$$

де C – концентрація мігруючої речовини, мг/м^3 або %; l – товщина шару насипного ґрунту), м (см); k – коефіцієнт фільтрації розчинених солей у ґрунті, м^{-1} .

Аналітичне рішення рівняння (1.5) з початковими умовами $C = C_0$, для $l = 0$ (концентрація солі на границі ґрунту з шахтною породою) має загальний вигляд

$$C = C_0 \exp(-k \cdot l). \quad (1.6)$$

Перевірка цієї моделі та її наступна ідентифікація для чорнозему проводилась на основі експериментальних даних, отриманих в умовах Павлоградського стаціонару рекультивації з інтервалом у 8-м років. Як

бачимо, вміст розчинних солей у чорноземі залежить не тільки від шару ґрунту, але й від терміну з початку рекультивації. При цьому у часі спостерігається зростання максимальної концентрації солей (крива 2 на рис. 1.36), що надходять з нижніх шарів гірської породи до чорнозему, а потім, з роками, – поступове її зниження (крива 3). Проведені обчислення показали, що в реальних умовах, коли невідомий режим і тривалість засолення, можна користуватись моделлю, що враховує всі наявні експериментальні дані.

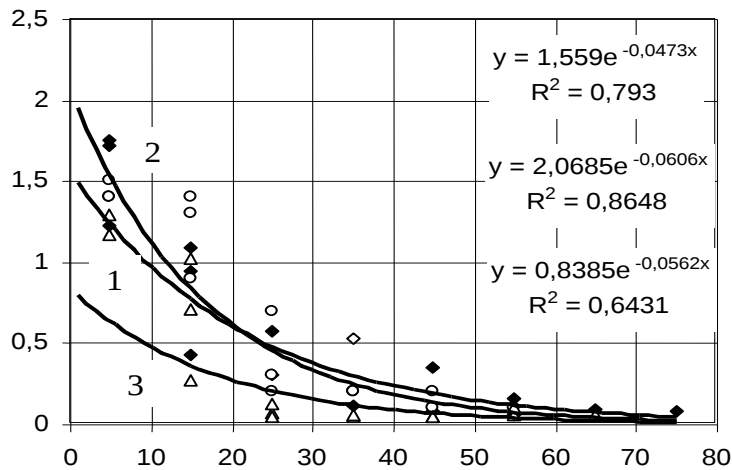


Рис. 1.36. Профільний розподіл вмісту солей (y, %) у залежності від товщини шару (x, см) насипного чорнозему

Таку залежність можна представити у вигляді (1.6), де коефіцієнт k знаходиться приблизно у межах $0,05-0,06 \text{ м}^{-1}$, а величина C_0 буде залежати від рівня початкової концентрації солі у гірській породі. Оскільки на характер міграції солей можуть впливати різні фактори, реальна залежність вмісту солей, перш за все буде описуватися диференціальним рівнянням фільтрації другого порядку. Для практичних умов, на наш погляд, достатньо застосовувати спрощений варіант експонентної залежності, яку можна представити у приблизному нормованому вигляді (1.7):

$$C = C_0 \exp(-0,05 \cdot l), \quad (1.7)$$

де C_0 – вміст солі у шарі ґрунту прилеглому до поверхні шахтного відвалу або на глибині, що обрана за початковий рівень відліку у ґрунті, %. За цією

моделлю, згідно з властивостями експоненти, зниження засоленості чорнозему в e раз, тобто у $\approx 2,7$ рази, буде спостерігатися при товщині його шару 20 см. Практично до нуля концентрація знизиться при товщині шару чорнозему $(3-4)1/k$, тобто у 3-4 рази більшому, а саме – 60-80 см. Характерно, що модель дає змогу прогнозувати вміст розчинених солей у шарі чорнозему незалежно від того, на якій породі він відсипаний. Важливо знати фактичний вміст розчинених солей в породі або на глибині, обраній за вихідну точку. В такому випадку нормована залежність дасть значення концентрації солі на потрібному рівні, що знаходиться вище. На основі цієї ж моделі за вмістом солей на поверхні чорнозему (у верхньому шарі ґрунту) можна прогнозувати засоленість його нижніх шарів. Беручи до уваги що коефіцієнт водоспоживання багатьох культурних рослин знаходиться на рівні $500 \text{ м}^3/\text{т}$ стає зрозумілим, що у разі сільськогосподарського використання земель неминуче постануть питання визначення ризику засолення ґрунтів і забезпечення необхідних еколого-меліоративних умов. Ризик подібний до виникнення вторинного засолення на зональних ґрунтах свідчить, що до рекультивованих відвалів треба відноситись таким же чином як і до звичайних зрошуваних земель, що у середньому Придніпров'ї трапляється доволі часто. Відомо, що для умов середнього Придніпров'я характерні три типи режимів зрошення: компенсаційний, випарний та промивний (Евграшкина та Харитонов, 2007). Перші два типи можна застосовувати, якщо шахтні відвали представлені незасоленими породами, а ґрунтові води прісні і знаходяться на глибині досяжній кореневій системі рослин. Для Західного Донбасу підходить промивний тип зрошення шахтних відвалів, оскільки вони повсюдно та у різному ступені засолені. Причину поступу водорозчинних солей з шахтних порід у підорні та орні горизонти штучних профілів рекультивації ми бачимо у їх підтягуванні із капілярної кайми ґрунтових вод, що знаходяться у контакті із відвалом. Ураховуючи тенденцію переходу від використання земель як сільськогосподарських угідь до стану природних лук та пасовищ останній тип природокористування рекультивованими землями у Західному Донбасі здається

менш ризиковим стосовно розвитку процесів вертикального засолення ґрунтів. У доповнення до раніше виконаних досліджень, була запропонована модель, у якій швидкість вертикального вологосолепереносу була попередньо оцінена балансовим методом, а потім уточнювалась шляхом рішення багатоваріантних епігнозних задач до найкращого співпадіння розрахункових величин з експериментальними даними. Використання такого підходу в математичній моделі вертикального солепереносу на глибину відвалу шахтних порід дозволило урахувати поверхневий стік. Застосована модель вологосолепереносу основана на теорії фізико-хімічної гідродинаміки шпаруватих ґрунтів, згідно якій цей процес описується рівнянням руху і збереження маси речовини:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = m_0 \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (1.8)$$

де

C – засоленість ґрунту, %;

D – коефіцієнт гідродисперсії;

x – просторова координата;

t – час;

V – швидкість інфільтрації, м/добу;

m_0 – об'ємна волога, %.

Моделювання процесу вертикального вологосолепереносу виконувалось методом прогонки з використанням середовища MathCAD 2001. Для цього рівняння (1.8) було доведено до виду кінцевих різниць:

$$D \left(\frac{C_{i+1}^{\tau+1} - 2C_i^{\tau+1} + C_{i-1}^{\tau+1}}{(\Delta x)^2} \right) - V \frac{C_{i+1}^{\tau+1} - C_i^{\tau}}{\Delta x} = m \frac{C_i^{\tau+1} - C_i^{\tau}}{\Delta t}, \quad (1.9)$$

де

τ – номер точки часової сітки;

i – номер точки просторової сітки.

У якості стартових умов взяті значення засоленості на досліджуваних

глибинах штучного профілю рекультивації. Крайові умови: на верхній межі задана крайова умова 3-го роду Данквертса-Бреннера,

$$[C(0,t) - C_n]V = D \frac{\partial C(0,t)}{\partial x}, \quad (1.10)$$

на нижній межі була задана крайова умова 1 роду ($C_r = \text{const}$). Розглянемо ретельніше крайову умову на верхній межі. Запишемо формулу (1.10) в іншому виді. $(V_2 - V_1)(C_n - C_0) = D \frac{\partial C}{\partial x}$. (1.11)

Після приведення рівняння у виді кінцевих різностей, розкриття дужок в лівій частині формули отримуємо таку формулу:

$$V_2 C_n - V_2 C_0 - V_1 C_n - V_1 C_0 = D \frac{C_0 - C_1}{\Delta x}. \quad (1.12)$$

Оскільки випаровування солей з поверхні ґрунту у природних умовах не виникає, вважали, що третя складова у лівій частині дорівнювала нулю. Крайова умова приймає наступний вигляд:

$$DC_0 + \Delta x V_2 C_0 + \Delta x \cdot V_1 \cdot C_0 = D \cdot C_1 + \Delta x \cdot V_2 \cdot C_n, \quad (1.13)$$

де V_1 – швидкість висхідного потоку речовини, м/добу;

V_2 – швидкість низхідного потоку речовини, м/добу;

C_n – мінералізація води опадів, %;

C_0 – засоленість на поверхні землі, %;

Δx – крок уздовж просторової координати, м.

За умови використання цієї крайової умови швидкість вертикального переносу розраховується як різниця швидкостей $V_2 - V_1$. Також проводилось моделювання процесу вертикального вологосолепереносу з використанням формули, за умови засолення нижнього горизонту ґрунту на рівні 0,1 (незасолений ґрунт). Стартові та крайові умови не мінялись. Значення коефіцієнту гідродисперсії бралось за модулем. Ураховуючи, що стаціонар рекультивації шахтних відвалів був закладений у 1975 році вельми цікавим було зробити багаторічний прогноз сценарію засолення профілю варіантів рекультивації через декілька десятиріч після експлуатації (табл.1.9).

Порівняння даних засолення ґрунту у варіантах ШП+НШЧ50 та ШП+50ЛС+50НШЧ свідчить на користь тришарового варіанту рекультивації. Разом з тим, нанесення додаткового 20 см шару чорнозему «працює» на підвищення буферної ємності новоутвореного ґрунтового профілю. Зроблений за результатами прогнозу висновок свідчить на можливість одночасного використання тришарового та двошарового варіантів рекультивації (50-70см чорнозему звичайного або 70-100см лучно-чорноземного ґрунту).

Табл. 1.9

Прогноз засолення штучного профілю у варіантах рекультивації шахтного відвалу

Шар, см	ШП+НШЧ50			ШП+ЛС50 +НШЧ50		
	2008	2018	2028	2008	2018	2028
0-10	0,055	0,167	0,284	0,037	0,044	0,081
10-20	0,091	0,289	0,427	0,043	0,067	0,131
20-30	0,183	0,426	0,532	0,048	0,098	0,187
30-40	0,383	0,557	0,609	0,062	0,145	0,256
40-50	0,629	0,649	0,661	0,092	0,215	0,334
50-60				0,158	0,304	0,415
60-70				0,260	0,402	0,489
70-80				0,379	0,493	0,546
80-90				0,497	0,563	0,583

Отже, аналіз результатів прогнозних розрахунків дозволяє стверджувати, що при наявності акумуляції поверхневого стоку на рекультивованих ділянках процес засолення проходить повільніше. Викритий факт необхідно урахувати у першу чергу на просідаючих ділянках понад виробленими шахтними полями. Для Західного Донбасу характерні шахтні відвали двох типів: відсипані без рекультивації та рекультивовані в умовах землеробства без зрошення. У відповідності до кліматичних показників регіону середньорічний процес вологопереносу на нереккультивованому шахтному відвалі характеризується східним потоком вологи, що забезпечує повільне розсолення верхніх шарів відсипаних гірських порід. Визначення ефективності різних варіантів (штучних профілей) рекультивованих земель потребують проведення моніторингових експериментальних досліджень та розробки впровадження нових методів

оцінки вологосолепереносу. Аналіз розподілу солей з глибиною виявив труднощі стабілізації рН і водорозчинних солей за рекультивованим профілем варіантів з насипним шаром чорнозему 30 та 50 см. Нашими дослідженнями доведено, що включення півметрового шару лесоподібного суглинку в тришарову модель рекультивації призводить до суттєвого послаблення темпів вивітрювання відвальних шахтних порід. Це проявляється в зниженні висхідної міграції водорозчинних солей по глибині профілю. Проміж тим, відмічений щорічний висхідний градієнт підвищення переносу солей уздовж екранованого профілю на 0,01-0,05% щорічно. Прогнозними розрахунками на основі теорії міграції також доведена можливість засолення насипного шару при вирощуванні сільськогосподарських культур та лісових насаджень без зрошення за рахунок підтягування солей висхідним потоком води. Засвідчитись у великій шкоді вивітрювання шахтних відвалів Західного Донбасу можна виходячи з даних рис.1.37.

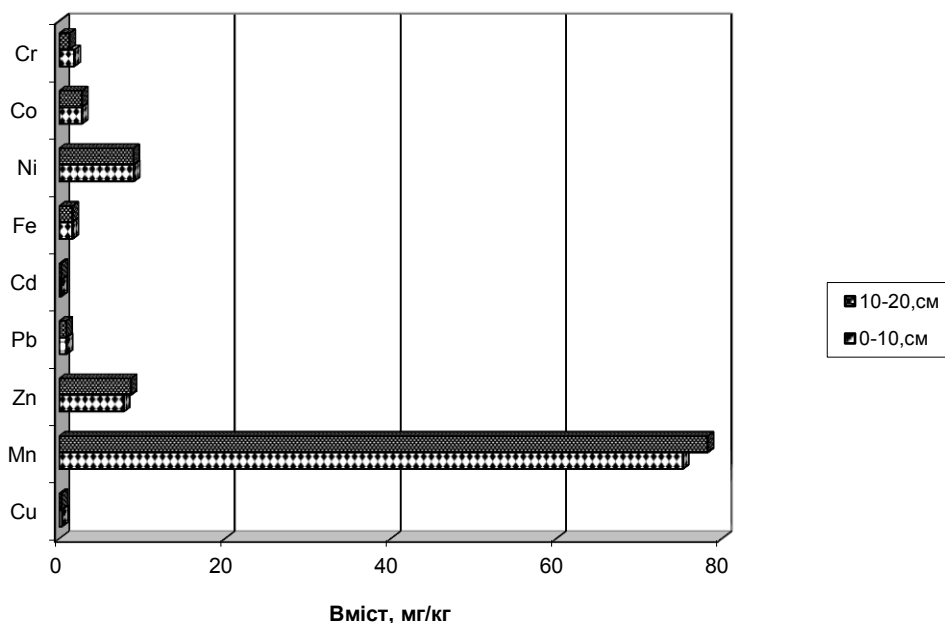


Рис. 1.37. Розподіл важких металів у нерекультивованому шахтному відвалі

З метою пригнічення розвитку процесів вивітрювання відвалів шахтних порід вони були перекриті насипними шарами ґрунтів та породи. Результати вивчення профільного розподілу важких металів згідно різних варіантів сільськогосподарської рекультивації порушених земель у Західному Донбасі

наведені в таблиці 1.10 та на рис. 1.38 - 1.39. Порівняння вмісту важких металів у ґрунті та шахтній породі у контактній зоні свідчить про наявність процесу хімічного вивітрювання шахтних відвалів. Найбільшою геохімічною активністю відзначається марганець. Друге місце займають цинк та нікель.

Табл. 1.10

**Розподіл важких металів уздовж штучного профілю різних
варіантів рекультивації, мг/кг**

Варіант	Шар, см	Cu	Mn	Zn	Pb	Cd	Fe	Ni	Co	Cr
ШП + 50 см НШЧ	0-20	0,08	0,35	0,15	0,73	0,07	1,25	0,93	0,13	0,8
	20-50	0,08	0,21	0,1	0,24	0,07	0,78	1,11	0,25	0,8
	50-60	0,21	9,0	1,0	1,34	0,19	1,25	1,67	0,25	0,9
ШП + 70 см НШЧ	0-20	0,11	0,28	0,14	0,43	0,19	1,1	0,3	0,25	0,9
	20-40	0,05	0,17	0,07	0,2	0,09	1,1	0,7	0,38	1,25
	40-60	0,05	0,35	0,29	0,37	0,05	0,78	2,83	0,5	0,89
	60-70	0,11	24,3	0,56	0,85	0,17	1,1	2,4	0,63	0,89
	70-90	0,26	65,3	3,1	1,28	0,19	2,34	7,2	1,63	0,89
ШП + 50ЛС + 50НШЧ	0- 20	0,15	0,87	0,18	0,37	0,06	0,31	1,11	0,25	0,35
	20- 40	0,24	0,14	0,27	0,37	0,09	1,1	1,3	0,25	0,8
	40-50	0,16	0,21	0,3	0,5	0,14	0,63	2,4	0,5	1,0
	60-80	0,13	0,26	0,23	0,96	0,17	0,8	0,5	0,13	1,1
	100-120	0,13	34,3	1,45	0,8	0,14	0,8	2,4	0,88	0,5
ШП + 50ЛС + 70НШЧ	0- 20	0,21	0,28	0,23	0,8	0,14	0,63	0,93	0,25	1,07
	20 -40	0,28	0,28	0,13	0,50	0,14	0,94	0,74	0,13	0,63
	40-60	0,21	0,21	0,23	0,65	0,06	1,10	0,74	0,25	0,72
	60-80	0,13	0,35	0,11	0,73	0,06	0,63	0,56	0,38	1,00
	80-100	0,11	0,35	0,18	0,50	0,14	0,63	0,74	0,63	0,89
ШП+70 см ЛЧГ	0-20	0,18	0,07	0,27	0,55	0,02	0,31	0,46	0,38	1,25
	20-40	0,13	0,35	0,23	0,73	0,14	1,1	1,11	0,50	0,90
	40-55	0,16	0,28	0,25	0,91	0,07	0,78	0,74	0,38	1,25
	55-70	0,18	16,0	0,6	1,46	0,1	0,78	2,22	0,5	1,25
	70-85	0,29	41,0	1,65	0,73	0,16	1,56	4,1	1,13	1,25

Нанесення 70 см шару чорноземного ґрунту призводить до відповідних змін у розподілі важких металів (рис. 1.38).

Введення 50 см прошарку лесоподібного суглинку призводить до значного стримування міграції важких металів. Результати досліджень міграції важких металів уздовж штучного профілю варіанту ШП+50ЛС+70НШЧ наведені на рис.1.39.

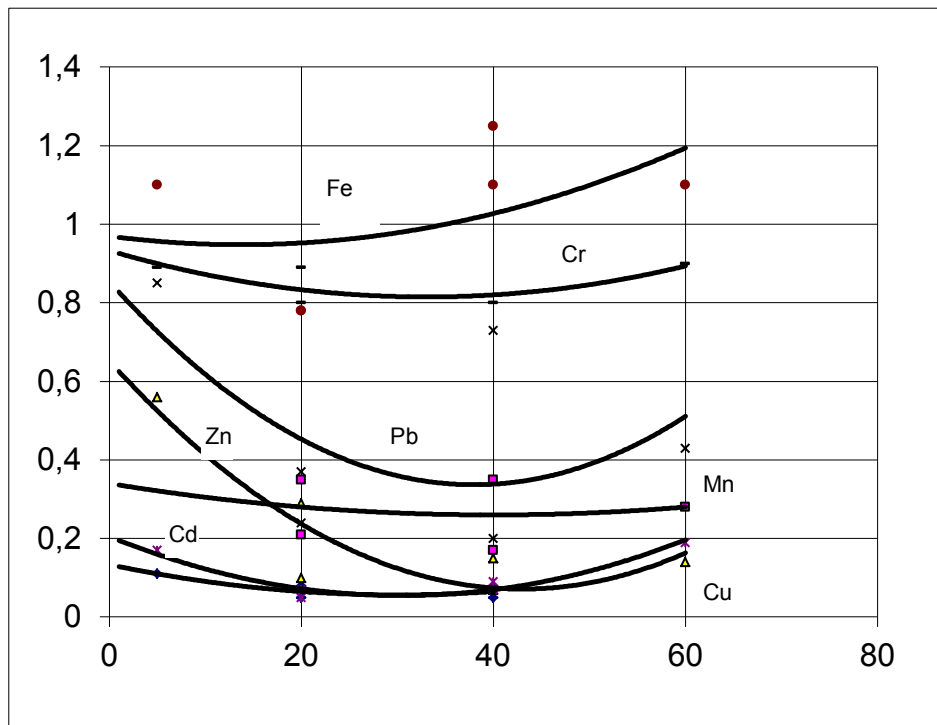


Рис. 1.38. Розподіл важких металів за профілем у варіанті рекультивації ШП+70НШЧ (у – мг/кг, х – см).

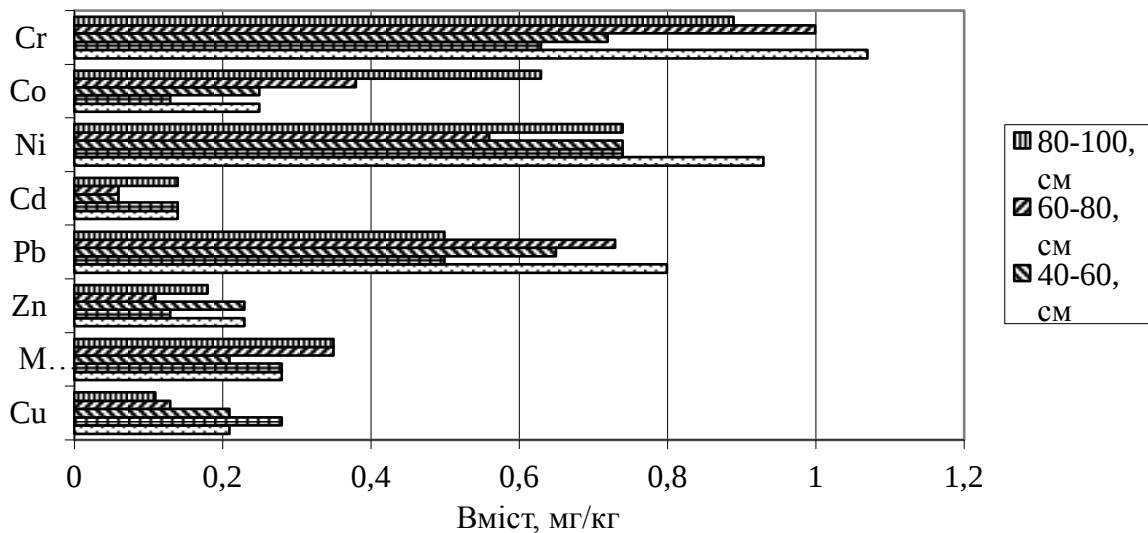


Рис. 1.39. Міграція важких металів уздовж профілю у варіанті ШП+50 ЛС +70 НШЧ

Зниження міграції важких металів пов'язане, перш за все, із впливом окисно - відновлювальних умов на геохімічну активність кожного елементу, залежно від його валентних форм, та залежить від буферної ємності субстратів. Отже, характер профільного розподілу важких металів свідчить про дію декілька геохімічних бар'єрів: механічного, сорбційного, окисно-відновлювального, лужного і т. ін. Для більш поглибленого вивчення

перспективи використання ґрунтової маси чорнозему та лесоподібного суглинку у якості геохімічного екрану зробили оцінку їх сорбційної ємності відносно цинку, міді, свинцю та кадмію у модельних дослідах (табл. 1.11).

Табл. 1.11

Сорбційна ємність поглинання важких металів, мг/г

Субстрат	Pb	Cu	Zn	Cd
Чорнозем звичайний	135	45	70	65
Лесоподібний суглинок	310	115	107	75

Лесоподібний суглинок відрізнявся більшою поглинальною ємністю щодо досліджуваних важких металів. Отримані дані свідчать про необхідність забезпечення сприятливих гідрогеологічних - меліоративних умов як гарантії отримання екологічно безпечної сільськогосподарської продукції. Пшениця і люцерна, що належать, як культури, до різних еколого-трофічних груп, проявили відповідну ступінь нагромадження важких металів у зерні і сіні (Рис. 1.40 і 1.41).

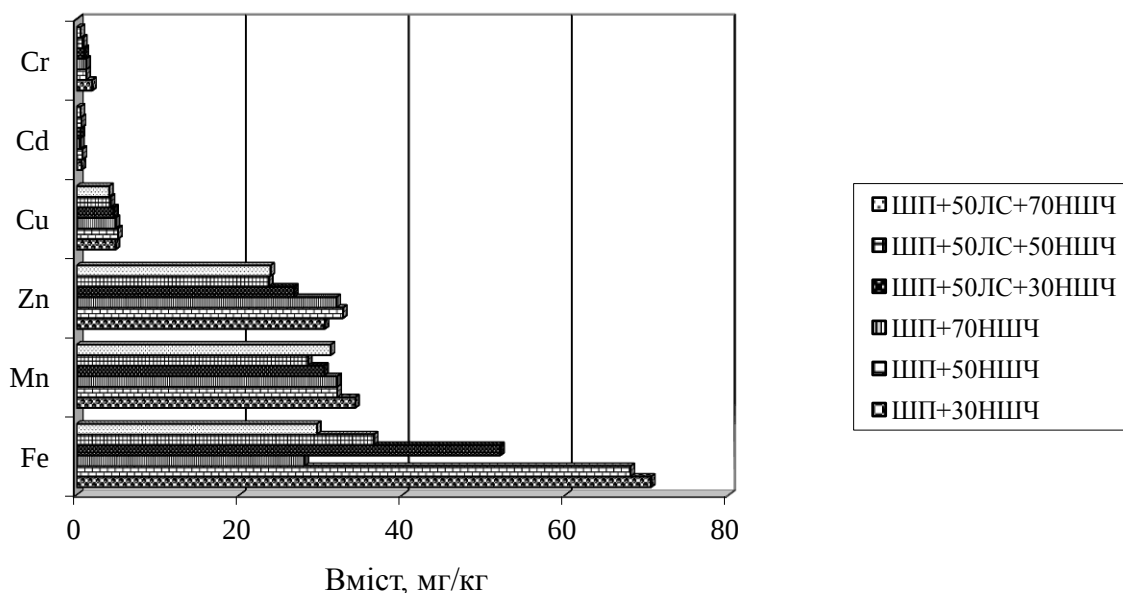


Рис. 1.40. Вміст важких металів у зерні озимої пшениці, вирощеної на рекультивованих землях

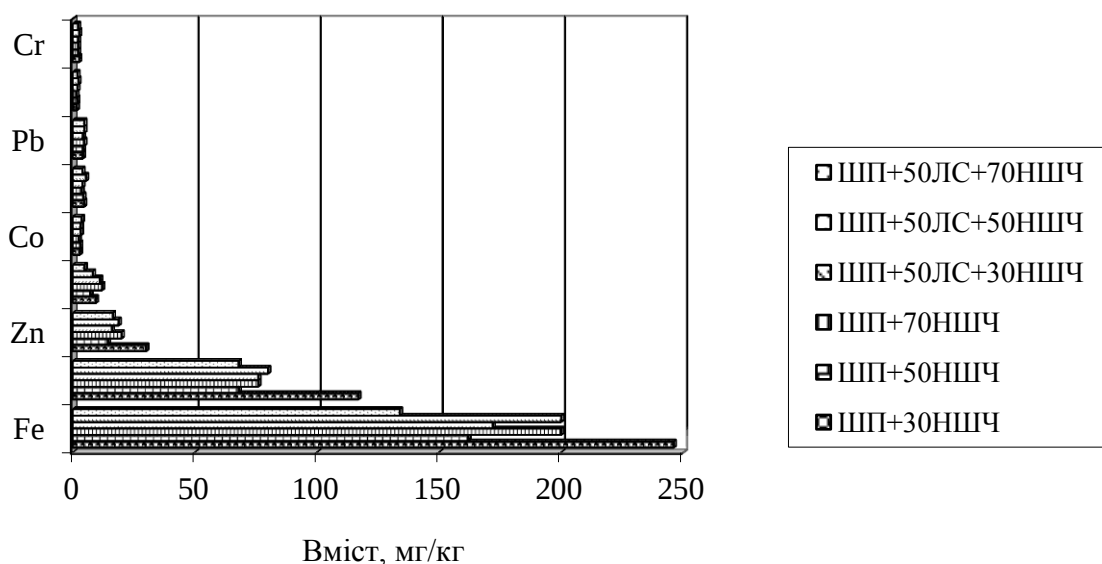


Рис. 1.41. Вміст важких металів в сіні люцерни, що вирощена на рекультивованих землях.

Необхідно урахувати і той факт, що зерно як насіння, тобто генеративний орган, генетично більш захищене від нагромадження важких металів. Тому роль різних за розміром шарів чорноземної маси та лесоподібного суглинку, як геохімічного бар'єру, краще виявилась при аналізі даних зразків сіна люцерни.

Найбільша кількість марганцю, цинку, і міді зафіксована у варіанті ШП+30НШЧ. Стабільно-сприятливі еколого-меліоративні умови можуть бути створені на всіх видах рекультивованих ділянок тільки із застосуванням систематичного зрошення на фоні горизонтального дренажу. В різних природнокліматичних зонах України застосовують три типи режимів зрошення: компенсаційний, випарний і промивний. Умови застосування компенсаційного і випарного режимів більш характерні для Центрального Донбасу, де шахтні породи не засолені. Для Західного Донбасу підходить тільки промивний режим зрошення рекультивованих відвалів, оскільки вони усюди в різному ступені засолені. Раніше було запропоновано використовувати для злакових зернових та овочевих культур у якості найбільш раціонального способу подачу води – дощуванням (Євграшкіна, 2003). Міжтим, у порівнянні з дощувальним обладнанням, беручи до уваги більш низькі вимоги до мінералізації зрошувальної води, застосування крапельного зрошення призводить до значно

менших (у 3-4 рази) витрат води. Ось чому ця система може бути рекомендованою при вирощуванні сільськогосподарських культур у районах з низькою якістю підземних вод і верховодки, які опинились під негативним впливом видобутку корисних копалин. Дослідження за суспільним з університетом Вірджинія Тек проектом щодо впровадження виявили високу ефективність поєднання технології крапельного зрошення з інтегрованими системами захисту овоче-баштанних та плодових культур у разі водозабору з річки Самара. Здатність гумінових сполук до утворення комплексів з важкими металами є додатковим заходом по зниженню ризику їх міграції у системі ґрунт-рослина при використанні біогумату для отримання екологічно безпечної сільськогосподарської продукції на рекультивованих шахтних відвалах. Оцінка якості скидних шахтних вод Західного Донбасу з позиції методик УкрНДІГіМа та департаменту сільського господарства США (за коефіцієнтом потенційного поглинання натрію) показала, що певна частина слабомінералізованих вод підземних або з Терновської водойми повільних вод може бути придатною для зрошення за умов розведення води ставків-накопичувачів (табл. 1.12) та внесення меліорантів.

Табл. 1.12

Оцінка хімічного складу води поверхневих водойм і водотоків Західного Донбасу у порівнянні з р. Самара

Об'єкт	pH	Мінералізація води, г/дм ³	<u>SAR</u> клас
Ставок «Б.Таранова»	7,5	3,900	<u>14,96</u> III
Ставок «Б.Свидовок»	7,7	4,640	<u>18,14</u> III
Ставок «Б.Косьминна»	7,7	2,810	<u>15,40</u> II
Річка Самара	7,9	2,601	<u>5.56</u> II

Результати розрахунку міграції солей для варіанту з розведенням наведені

на рис. 1.42.

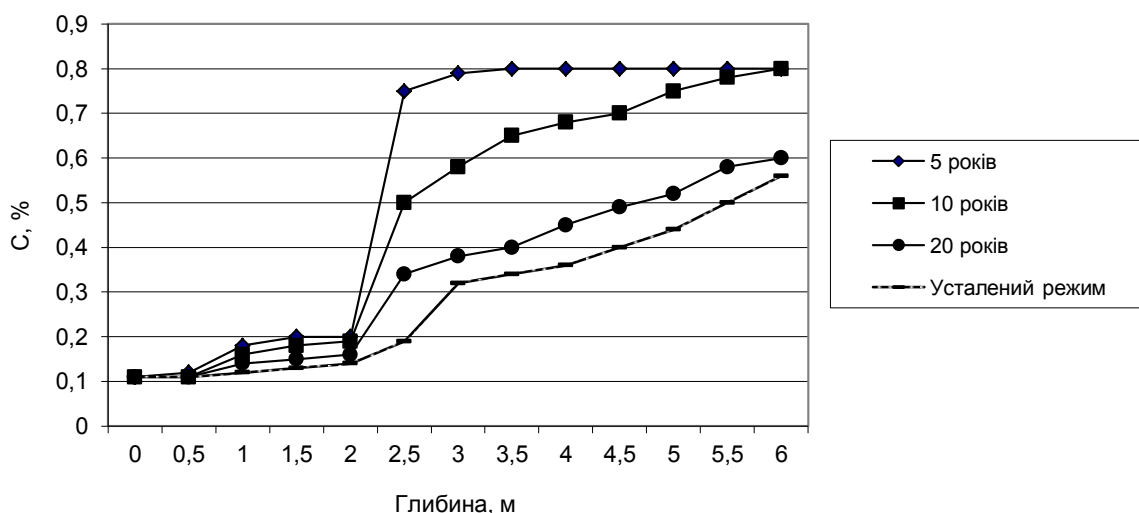


Рис.1.42. Динаміка солепереносу на рекультивованому шахтному відвалі з зрошенням

Прогноз сольового режиму рекультивованого шахтного відвалу з систематичним зрошенням у варіанті з розведенням води джерела зрошення до $1,6 \text{ г/дм}^3$ виконаний терміном на 5, 10, 20 років в усталеному режимі для вихідної засоленості відвальних порід 0,6 и 0,8 %. Процес характеризується незмінним вмістом солей насипного шару з повільним розсоленням верхньої частини відвальних порід.

Розрахунок необхідної кількості гіпсу як меліоранту виконується за формулою (Євграшкіна, 2003):

$$D = E \cdot [Ca^{++} - C_{\phi}^{++}] \cdot N, \quad (1.14)$$

де D – доза меліоранту, т/га; E – еквівалент меліоранту, який дорівнює $1 \text{ мг-екв } Ca^{++} / \text{г} / \text{м}^3 / \text{г} - (\text{екв} / \text{дм})^3$; Ca^{++} – кількість Ca , яке дорівнює $43,4 \text{ мг-екв/дм}^3$; N – норма зрошення, тис. $\text{м}^3/\text{га}$. За умов використання як джерела зрошення ґрунтів води з річки Самара доза гіпсу становить:

$$D = E \cdot [Ca^{++} - C_{\phi}^{++}] \cdot N = 8,6 \cdot (16,6 - 11,1) \cdot 1000 = 0,5 \text{ т/га}.$$

РОЗДІЛ 2. АЕРОТЕХНОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ В УМОВАХ ІНДУСТРІАЛЬНИХ АГЛОМЕРАЦІЙ

2.1. Загальна характеристика антропогенного забруднення атмосфери в районах дії гірничо-метургійних комбінатів

Внаслідок забруднення повітря в промислово розвинених країнах у більшій мірі страждають такі галузі економіки як сільське та лісове господарства. Постійно зростає інтенсивність та обсяг пошкоджень стану рослинного покриву поблизу великих населених пунктів і промислових об'єктів (Корабльова, 1999). Речовини, що забруднюють повітря, можуть перебувати в рідкому, газоподібному або твердому стані. Розосереджуючись в атмосфері, вони, залежно від розміру, форми і властивостей, з'являються у вигляді диму, туману, пилу та інших речовин (Федишин та ін., 2003). Частинки, що знаходяться в повітрі, незалежно, чи вони є твердими, рідкими або твердими і рідкими, вважаються аерозолями. Їх діаметр коливається від 0,0005 до 500 мкм, причому мінімальний розмір обмежений агрегацією, викликані броунівським рухом, а максимальний - гравітаційним випаданням (Benselhou et al, 2016). Летюча зола та інші види пилу, мають діаметр частинок вище 10 мкм, швидко осаджуються. Частки, діаметр яких від 5 мкм до 0,1 мкм і менше, як і газоподібні речовини, відрізняються здатністю довго перебувати в підвішеному стані і переноситися повітрям на великі відстані. Головні джерела забруднення повітря - промисловість, енергетика, транспорт, а також пальне, що використовується для обігріву житлових будинків (Клименко та ін., 2004). Промисловість серед інших стоїть на першому місці, оскільки велика витрата енергії вимагає відповідної кількості використання паливих матеріалів, а різноманіття виробничих процесів обумовлюють високий відсоток відходів виробництва. Найбільш інтенсивний вихід відпрацьованих газів на таких підприємствах, як електростанції, заводи по виробництву кольорових і чорних металів (Babiy et al., 2003; Гололобова 2011). Токсичні речовини, що виходять з

низьких димових труб, поширюються зазвичай недалеко від джерела викиду біля поверхні землі, накопичуються там у великих кількостях і завдають шкоди як здоров'ю мешканців прилеглих районів так і рослинного покриву.

Зростає аерогенний перенос техногенного пилу у житлові (селітебні) райони, а вздовж проїжджих доріг помітно збільшується забруднення рослинності свинцем, який по харчовому ланцюгу може потрапляти в організм людини (Коз'якова та Кавецький, 2001, Сердюк, 2004). Відомо, що ступінь забруднення атмосфери від антропогенних джерел залежить від певного поєднання метеорологічних факторів (Клименко та ін., 2004; Самохвалова та ін., 2009). При постійних параметрах викидів рівень забруднення атмосфери визначається напрямком, видом перенесення і розсіювання домішок в повітрі, інтенсивністю сонячної радіації, яка призводить до фотохімічного перетворення токсичних речовин, виникнення вторинних продуктів забруднення, зростання кількості та тривалості випадіння опадів, що сприяють «вимиванню» домішок з атмосфери (Федишин та ін., 2003). Розсіююча здатність атмосфери залежить від вертикального розподілу температури і швидкості вітру, умов інтенсивного турбулентного обміну повітряних шарів (Горб, 2006). В результаті, в одному випадку одні речовини будуть розноситися на великі відстані від джерела забруднення, а в іншому – концентруватися в районі їх викиду. З початком нового 21-го століття, внаслідок відновлення темпів індустріалізації та урбанізації, забруднення повітряного середовища знову виявилось головною екологічною проблемою в промислових містах південного сходу України (Палій В.М. 2000; Birmili et al, 2008).

Екологічна ситуація в природно-економічному регіоні Придніпров'я посилюється, оскільки металургійні комбінати розташовані в містах Днпро, Кам'янське та Кривий Ріг перейшли до модернізації, заміні устаткування і технологічних процесів лише в останні два десятиріччя (Babiy et al., 2003).

Постійне перевищення ГДК за рівнем техногенного пилу, діоксиду азоту, формальдегіду, фенолу і аміаку та деяким іншим поллютантам в атмосфері міських агломерацій призводить до утворення кислотних дощів, фотохімічного

смогу, зростання числа захворювань серед місцевого населення і, особливо, дітей (Vasilyeva et al., 2006; Karnaukh and Lugovskoy, 2008; Duka et al., 2011; Kharytonov et al., 2013).

В даний час відомо більше 150 речовин, які викидаються в атмосферу у великих кількостях і розцінюються як речовини, що забруднюють повітря і є токсикантами для рослинних і тваринних організмів (Илькун, 1978). Потім, в результаті реакцій токсичних речовин між собою, під дією сонячного світла і в результаті окислення, відновлення, конденсації та інших процесів в атмосфері утворюються нові домішки. Деякі аерозолі мають найбільш яскраво виражену адсорбційну здатність: вони можуть з'єднувати великі кількості частинок шкідливих газів, транспортувати їх на великі відстані і тим самим завдати серйозної шкоди. Такі частинки є ядрами конденсованої водяної пари, які утворюють туман і можуть викликати найнебезпечнішу форму забруднення повітря – смог. Більшою мірою шкода від забрудненого повітря відчувається поблизу джерел викиду димів і газів, що виражається в зниженні врожайності сільськогосподарських і садових культур, погіршення якості кормових рослин (Харитонов та ін., 2014а; Харитонов та ін., 2014б). Скупчення пилу забруднюють садові культури і частково знецінюють їх. Найбільш неприємні наслідки викликає пил, що містить окисли металів, які завдають шкоди кореневій системі рослин і знижують родючість ґрунту (Kharytonov et al, 2004). Шкоду, заподіяну лісовому господарству, зеленим насадженням, садівництва виражається у вимиранні всіх насаджень, зниження приросту деревної маси, а також у підвищеній сприйнятливості деревних порід до морозів, посухи, хвороб та пошкодження шкідниками (Гришко та Піскова, 2014). Найбільш агресивну дію на навколишнє середовище мають газоподібні речовини, які відносно легко включаються у кругообіг речовин в природі. До основних газів і аерозолів, що надають токсичну дію на біологічний компонент екосистеми в індустріальних регіонах, відносяться двоокис сірки, оксиди азоту, оксид вуглецю, формальдегід, фенол, техногенний озон і важкі метали (Філіна, 2000; Фурдичко та ін., 2008). Основною токсичною речовиною в промислово розвинених

регіонах є двоокис сірки (SO_2). Цей газ утворюється при спалюванні сірковміщуючого пального (вугілля, нафта, мазут, деревина). Двоокис сірки утворюється також при випалюванні сірчистих руд; він викидається в атмосферу коксохімічними заводами, гірничорудними і целюлозно-паперовими підприємствами, тепловими електростанціями, підприємствами чорної та кольорової металургії, коксохімічними і цементними заводами, підприємствами з виробництва синтетичних волокон, аміаку, целюлози (Некос та ін, 2007). Тривалість існування сірчистого ангідриду в атмосфері - близько 3-х діб в залежності від погодних умов. Відстань переносу при швидкості вітру 5 м/с досягає 0,7 - 6 тис. км, що дозволяє відносити сірчистий ангідрид до забруднювачів атмосфери з транскордонним перенесенням (Копач та ін., 2006). Одночасно з початком перенесення в факелі промислових викидів відбуваються хімічні реакції, спрямовані у бік окислення двоокису сірки до сульфатів, і починаються процеси виведення забруднювачів з атмосфери (Тарасова та ін., 2007). Окислення SO_2 відбувається двома шляхами: 1) за допомогою гомогенних реакцій в газовій фазі утворюються фотохімічним шляхом сильними окислювачами (OH , NO_2 , O_3 та ін), головним чином з гідроксидом; 2) гетерогенно, з попередньою абсорбцією у краплях хмар, туману, дощу і подальшим рідинним окисленням. В умовах сильного забруднення твердими частинками (летюча зола, сажа тощо) можливі реакції окислення після адсорбції SO_2 на поверхні цих частинок. При газофазних реакціях окислення сірчистого ангідриду відбувається переважно на світлі і залежить від наявності та складу радикалів - окисників. Швидкість окислення може досягати влітку в забрудненій атмосфері міст 5% у годину, у чистій - приблизно 1% за годину. Взимку вона дуже низька. Продуктом фотоокислення SO_2 є сірчана кислота, яка нейтралізується приблизно протягом двох діб, утворюючи аерозолі сульфатів. Крім того, близько 5% двоокису сірки окислюються в атмосфері до сірчаного ангідриду, який під дією вологого повітря перетворюється в сірчану кислоту. Нарешті, сірчаний ангідрид потрапляє в атмосферу в результаті аварій на заводах з виробництва сірчаної кислоти (Гіроль та ін. 2004). Відносна частка

оксидів азоту (суміш окису азоту NO , двоокису азоту NO_2 , триокиси азоту N_2O_3 і напівчотирьох окису азоту (N_2O_4) серед інших забруднювачів навколишнього середовища поступово збільшується. В атмосферному повітрі окис азоту може окислюватися до двоокису азоту або фотодиссоціювати з утворенням азоту (Шапарь та ін., 2001). Двоокис азоту вступає в фотохімічні реакції або видаляється з атмосфери з опадами у вигляді азотної кислоти (Тарасова та ін., 2007). Окис та двоокис азоту можуть також виводитися з атмосфери за рахунок процесів сухого осадження на підстильну поверхню. Двоокис сірки і оксиди азоту, що викидаються у верхні шари тропосфери, переносяться пануючим повітрям на відстані в сотні і тисячі кілометрів. Зустрічаючись з потоками повітря, насиченого вологою, ці гази розчиняються в опадах і перетворюються в кислоти - сірчану та азотну. У країнах ЄС на кожен квадратний метр земної поверхні припадає 0,8 - 1,2 г кислот, зумовлене випаданням кислотних дощів (Loghin, 2010). Міграція забруднюючих речовин з атмосфери на земну поверхню пов'язана із особливостями їх гравітаційного осадження і вимивання опадами. Величини вимивання аерозольних забруднюючих речовин залежать від тривалості опадів, річних викидів на певній території, часу життя забруднюючої речовини і кількості дощів (Копач та ін., 2001). В якості загального висновку можна стверджувати, що в межах 25 - 80 км від потужних джерел техногенних викидів в атмосферу - (комплексу підприємств Кривого Рогу, Дніпра, Кам'янського) - рослинність піддається найсильнішому впливу самого широкого спектру токсикантів II - IV класів небезпеки у концентраціях, що значно перевищують рекомендовані значення ГДК (Kharytonov et al., 2002; Kharytonov et al., 2003; Kharytonov et al., 2006; Kharytonov et al., 2008; Kharytonov et al., 2013). Без транскордонних забруднень, що надходять з території інших областей, можна вважати, що основними джерелами забруднення атмосфери, ґрунтового та рослинного покриву в Дніпропетровській області, є комплекси підприємств Кривого Рогу, Дніпра та Кам'янського, які в масштабах області можна прийняти як умовно точкові джерела забруднення атмосфери. Отже виникає задача визначення ореолів

забруднення атмосферного повітря на підставі таких вихідних даних. Основною точкою впливу майже всіх токсичних газів на стан рослин є хлорофіл. Кількість хлорофілу (головним чином хлорофілу а) у листі рослин зменшується до 40 - 50 %, а лишайники можуть втратити його повністю переважно від впливу сірчаного ангідриду. У степовій зоні, до якої відноситься Дніпропетровська область, переважна частина димових викидів підприємств зазвичай піднімається похило вгору і розсіюється у великому об'ємі повітря, лише невелика їх частина періодично розповсюджується біля земної поверхні і поглинається деревними і трав'янистими рослинами (Грицан та ін., 1998). Питання забруднення урбоєдафотопов і фітоценозів на території селітебних зон, розташованих поза промислово розвинених регіонів з високою концентрацією промислових, хімічних, енергетичних і інших виробництв, залишається в полі зору дослідників (Jarva et al, 2009; Lemessa et al., 2022; Chen et al., 2024). Недостатньо проведено і досліджень з оцінки екологічного стану урбоєдафотопов в умовах індустріальних агломерацій в країнах, які є серед постачальників залізної та марганцевої руди (Австралія, Бразилія, ПАР, Україна, Алжир). При викидах забруднюючих речовин в атмосферу з різних джерел відбувається процес їх розповсюдження і осадження. Рівень забруднення повітря залежить, з одного боку, від обсягу техногенних викидів в одиницю часу та інтенсивності розсіювання, а з іншого - від швидкості видалення їх з атмосфери з допомогою природних факторів. Частина атмосферних домішок, що потрапили у повітря, під впливом сили тяготіння та інших факторів випадає на земну поверхню (Birmili et al, 2008). Інша частина включається у безліч ланцюга природних зв'язків. Як вже зазначено вище, різні інгредієнти можуть взаємодіяти між собою, газовими та аерозольними компонентами атмосфери, зазнавати взаємоперетворення (Тарасова та ін., 2007). В процесі цього частина атмосферних забруднень нейтралізується до звичайних складових атмосферного повітря, а інша частина утворює нові домішки, що відрізняються за своїми властивостями від вихідних даних. Найвагоміші чинники, які впливають на специфіку поширення забруднення -

метеорологічні. Вирішальне значення має сила і напрямок вітру. При постійному викиді концентрація забруднювача залежить від швидкості вітру і дифузії (Сердюк , 1996; Сердюк, 2004). Чим більше повітря в одиницю часу проходить над димарем, тим менше концентрація відпрацьованих газів на 1 м³. Токсичну дію димових газів на рівнинних місцевостях в середньому менше, ніж у горбистих або гірських, де повітряний обмін утруднений.

Атмосфера виступає як основний механізм створення несприятливої екологічної обстановки в різних регіонах, в той час як ландшафт відгукується на техногенні впливи, вказуючи не лише на швидкість зміни своєї структури, але іноді на незворотність подібних змін. Існує два основних механізми осадження домішок із атмосфери (Некос та ін., 2007):

1) сухе осадження, що відбувається в результаті гравітаційного осідання (седиментації) дифузійного переносу до земної поверхні і прилипання до неї при зіткненні, а також інерційного осадження;

2) вологе осадження разом з атмосферними опадами.

Гравітаційне осадження відіграє важливу роль у виділенні з атмосфери аерозолів, які мають щільність набагато більше щільності повітря (частинки з радіусом 20 мкм і більше). Істотний вплив на швидкість вітру і його завихрення надає ліс, який є найважливішим елементом ландшафту. Це є наслідком того, що ліс виступає в якості фільтра, поглинаючи і нейтралізуючи велику кількість газових інтоксикантів. Зменшуючи швидкість вітру і збільшуючи турбулентність повітря, ліс сприяє осадженню пилу на кронах дерев. Значну позитивну роль відіграють узлісся, створюють рослинам фізіологічну розвантаження за рахунок зниження швидкості вітру, переносу газових інтоксикантів (Ситник та ін., 1987). Встановлено, що хвойні дерева на узліссі руйнуються техногенними аерозолями під час їх повітряного переносу значно сильніше, ніж дерева, що знаходяться в глибині насаджень. Отже, створення захисних насаджень на узліссі набуває великого значення і насамперед на височині та в гірничій місцевості. Таким чином, можна зробити висновок, що кількість шкідливих речовин розповсюдження в районах джерел забруднення, в

значній мірі залежить від метеорологічних умов, включаючи силу й напрямок вітрів, вологості повітря, а також від характеру ландшафту, ступені заліснення, забудови території та інших факторів. Зміна хімічного рівноваги в навколишньому середовищі під дією гірничо-металургійної промисловості призводить до забруднення великих площ земної поверхні та виникнення у ґрунтах могутніх геохімічних аномалій, обумовлених накопиченням окремих хімічних елементів та їх сполук. Площі техногенних хімічних ореолів мають тенденцію до збільшення і поступового накопичення різних хімічних елементів в концентраціях, що значно перевищують ГДК. Отримані раніше дані свідчать про накопичення важких металів у ґрунтах ландшафтів навколо індустриальних агломерацій Дніпропетровської області (Kharytonov et al. 2002; Kharytonov et al. 2008). Потужним фактором негативного впливу на стан навколишнього середовища є викиди металургійних заводів, зокрема збагачувальних аглофабрик. Таким чином, забруднення повітря промисловими підприємствами (Kharytonov et al., 2013) відбувається за рахунок викидів в атмосферу як твердих, так і газоподібних речовин (серед останніх переважають SO_2 , і NO_2). Випадання кислотних дощів посилює негативний вплив важких металів на стан ґрунтових біоценозів. В результаті випадіння кислотних дощів на земну поверхню з ґрунту вимиваються не тільки корисні, але й шкідливі хімічні елементи, у тому числі важкі метали. Під дією кислот з гірських порід і мінералів вивільняється алюміній, а також ртуть і свинець, які потім переходять у ґрунт, потрапляють у поверхневі і ґрунтові води. В результаті деградує ґрунтова фауна, знижуються врожаї, погіршується якість сільськогосподарської продукції і, як наслідок, стан здоров'я населення (Vasilyeva et al, 2006; Karnaukh and Lugovskoy, 2008). В умовах урболандшафтів техногенне забруднення металами досягає значно більших концентрацій, ніж у сільських районах (Imperato et al, 2003; Ordonez et al, 2003), особливо у промислових агломераціях (Sterckeman et al., 2008). Інші джерела забруднення ґрунтів пов'язані з сільськогосподарською діяльністю (Nicholson et al., 2003; Romic and Romic, 2003). Використання фосфор і калій вміщуючої сировини для виробництва

мінеральних добрив, а також застосування осаду стічних вод, призводять до потрапляння в орні землі міді, цинку, свинцю і кадмію у концентраціях більших у порівнянні з фоновими (Navas and Machin, 2002; Loska et al, 2004). Зазвичай важкі метали присутні у ґрунтах як правило на рівні геохімічного фону в низьких концентраціях. Такі території беруть до уваги під контроль при оцінці ризику забруднення територій (Baize D. and Sterckeman, 2001). Оскільки ґрунт є важливою компонентою для переробки і перерозподілу поживних елементів, він зазвичай і є головним об'єктом аналізу чинників техногенного забруднення (Martinez Garcia et al, 2001). Висока стійкість та здатність важких металів до біоаккумуляції представляють головну проблему у навколишньому природному середовищі протягом тривалого часу (Oliva and Espinosa, 2007). Вміст важких металів у ґрунтах значною мірою залежить від їх геохімічного поведінки, процесів ґрунтоутворення і антропогенних впливів. Тим не менш, їх накопичення в ґрунтах є значним, оскільки вони не піддаються біологічному розкладанню. Метали стають токсичними для біоти, якщо їх граничне значення перевищено. Метали існують в ґрунтах в різних формах: у зв'язку із зміною валентності або в адсорбованих формах. Біодоступність металів та їх сполук залежить від значення рН, температури, редокс-потенціалу, ємності катіонного обміну твердої фази, конкуренції з іншими іонами, складу і якості ґрунтового розчину (Moon et al., 2000; Navas and Machin, 2002; . Skordas and Kelepertsis, 2005). Сумарна концентрація важких металів у ґрунтах, як правило, розглядається як показник екологічного стану міського середовища. Рівень небезпеки забруднення залежить не тільки від загальної концентрації важких металів у ґрунтах, але і від їх легкодоступних та важкодоступних форм (Biasioli et al., 2007; Morton-Bermea et al., 2009). Чим ширше співвідношення між рухомими формами важких металів, тим більше імовірність зниження активності процесів міграції і транслокації.

Концентрація небезпечних металів у ґрунтах може бути різною у різних населених пунктах у зв'язку зі зміною характеру та інтенсивності людської діяльності (Manta et al. 2002; Tuccillo, 2006). Багато досліджень було

зосереджено для аналізу поточного стану забруднення урболандшафтів на вміст небезпечних металів і металоїдів. Екологічні дослідження ґрунтів у багатьох містах світу підтвердили значно більш високі рівні концентрації кадмію, міді, свинцю, цинку, ртуті та інших металів (Chirenjeet et al, 2004; Chen et al, 2005, Lee et al, 2006; Wong et al, 2006; Maas et al, 2010). Ці дослідження дали цінну і точну інформацію про забруднення міських і приміських ґрунтів металами. Концентрація небезпечних металів у ґрунтах зазвичай вважається індикатором якості навколишнього середовища (Linde et al., 2001; Nicholson et al., 2003, Ljung et al., 2006). Таким чином, доведено, що стан ґрунту і техногенного пилу в міських і приміських районах можна успішно використовувати в якості показників для оцінки аеротехногенного забруднення навколишнього середовища небезпечними металами в результаті діяльності промислових підприємств (Abedghars and Hadji, 2011). Забруднення ґрунтів важкими металами насамперед створює серйозну проблему при проведенні загальної оцінки стану навколишнього середовища та виявлення можливих ризиків для здоров'я ґрунтової біоти (Sanchez-Martin et al, 2000). Метали становлять небезпеку для здоров'я людини, тому що вони не піддаються руйнуванню. Це стосується їх впливу на нервову і травну систему, надання канцерогенного ефекту, особливо для дітей, які більш чутливі, ніж дорослі (Kharytonov et al, 2013). В силу незнання діти, граючись на майданчиках, поглинають метали просто з землею техногенно забруднених урбоземів (Ljung et al, 2006). Таким чином, перенесення важких металів через харчові ланцюги, може вплинути на будь-які фактори міграції і сприйнятливості цільових видів екосистем. У цьому зв'язку особливої актуальності набувають дослідження з виявлення територій з підвищеним рівнем аеротехногенного забруднення ґрунтів і подальшим вибором їх реабілітації. Локалізація таких ділянок сприяє зниженню економічних витрат на проведення заходів з фітостабілізації, ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами (Ruth and Kharytonov, 2003). З точки зору забруднення навколишнього середовища, здатності накопичуватися в харчових продуктах і токсичності найбільше значення мають:

свинець, кадмій, цинк, мідь, кобальт, нікель, хром. Враховуючи, що кількість природних джерел викидів важких металів досить обмежена, розглянемо масштаби викидів їх в атмосферу в результаті техногенної діяльності людини. Важкі метали причиняють винятково сильний вплив на стан біосфери (Корабльова, 1999; Ричак, 2006). Повне відмирання рослинності нерідко спостерігається у разі забруднення ґрунту солями важких металів (міді, цинку, хрому, кобальту, ртуті та ін). Доведено, що катіонна форма цих елементів має більш сильну токсичну дію на рослини, ніж аніонна форма. Це дозволяє зробити висновок, що токсичність металів обумовлена їх фізико-хімічними властивостями та положенням у періодичній системі. Одним з пріоритетних забруднювачів урбаноземов є свинець. Дослідження проблеми забруднення свинцем компонентів навколишнього середовища має важливе значення як для розуміння процесів, що відбуваються у природних і штучних екосистемах, так і для вирішення практичних завдань, пов'язаних з охороною навколишнього середовища як в Україні (Пелипець 2000; Anisimova et al., 2009), так і в країнах ЄС (Biasioli et al., 2006; Biasioli et al., 2007; Barrientos and Ajmone-Marsan, 2007) та США (Chirenje et al., 2004). Основна частина свинцю виявляється в атмосфері в результаті діяльності підприємств кольорової металургії. Другим за значимістю джерелом постачання свинцю в навколишнє середовище є викиди від двигунів внутрішнього згоряння автотранспортних засобів, парк яких щорічно зростає (Dolezalova – Weissmannova and Debnarova, 2011; Dolezalova - Weissmannova et al., 2015).

Серйозною проблемою забруднення навколишнього середовища є використання в країнах сурогатного (підробленого) бензину. Додавання до бензину марки 92 разом антидетонаційній присадкою тетраетил свинцю і нафталіну призводить до збільшення октанового числа до 95 (Faiz et al, 1996; Sohan et al., 2013). Відомо, що головним джерелом забруднення атмосфери кадмієм є кольорова металургія і обробка кольорових металів (Коз'якова та Кавецький, 2001). Крім того кадмій надходить від гальванотехнічного і фарбувального виробництв, при спалюванні деяких видів палива і особливо

сміття та відходів. Забруднення ґрунту кадмієм носить стійкий характер, оскільки з ґрунту він вимивається надзвичайно повільно (Li et al, 2004; Lee et al, 2006). Особливості міграції та акумуляції важких металів вивчалися переважно на ґрунтах мегаполісів і урбоекосистем, розташованих у районах з високим ступенем концентрації промислового виробництва (Imperato et al, 2003; Chen et al, 2005; Bi et al, 2006; Amirat et al, 2008). Усе більше фактів свідчить про необхідність визначення просторового розподілу забруднюючих речовин для оцінки екологічного ризику (Maini and Agrawal, 2011). Такі дані геопросторової оцінки допомагають у визначенні тих областей, де ризики аэротехногенного забруднення навколишнього середовища досить високі (Stankevich et al, 2015; Stankevich et al, 2015; Kharytonov et al., 2016). В подальшому це дає можливість контролюючим органам у виявленні «гарячих точок», тобто місць, де зусилля по проведенню реабілітаційних заходів повинні бути зосереджені (Kharytonov et al., 2014). В значній мірі цьому, в свою чергу, сприяли останні досягнення в комп'ютерних, інформаційно-комунікаційних та космічних технологіях. Основними джерелами геопросторових даних є топографо-картографічне виробництво, дані наземних (польових) спостережень і вимірювань, статистична інформація та аерокосмічна зйомка. Для роботи з геопросторовими даними найбільше застосування отримали геоінформаційні технології, дистанційне зондування Землі, застосування мультиваріативної статистики, GPS і Web-технології (Lee et al., 2006; Kokhanovsky and de Leeuw, 2013; Dolezalova Weissmannova et al, 2015). У зв'язку з інтенсивною діяльністю металургійної промисловості на південному сході України (Дніпропетровська область), високою інтенсивністю руху автотранспорту в межах міст та передмість, а також інтенсивною сільськогосподарською діяльністю, більша увага приділяється пріоритетним металів – забруднювачів (Ruth and Kharytonov, 2003; Kharytonov et al., 2007). В Алжирі, вчені з університету міста Аннаба (Алжир) провели повномасштабні дослідження з вивчення просторового розподілу кадмію, хрому, міді, свинцю і цинку в зразках ґрунту, відібраних на площі близько 100 км², включаючи місто і його околиці.

Результатом стало отримання даних просторового розподілу важких металів у ґрунтах з використанням методу багатомірної геостатистики. Дослідження просторового розподілу свинцю і кадмію в шарі ґрунту (5-20 см) в безпосередній близькості від металургійного заводу в Ель-Хаджарі не встановлено істотного перевищення ГДК по цим елементам (Maas et al., 2010). Разом з тим, автори дослідження зробили висновок, що в цьому районі потрібна додаткова еколого-медична оцінка, щоб вирішити, чи потрібні заходи для ремедіації ґрунтів. В центральній частині міста Аннаба виявлені високі концентрації свинцю. Вочевидь це викликано акумуляцією в ґрунтах бензинових вихлопів. Ще більш драматичною виглядає картина забруднення навколишнього середовища в столиці Алжиру - Алжир (Benselhoub et al, 2016). Не дивлячись на те, що було доведено, що рухомість Pb низька в міських ґрунтах рослини накопичують свинець, коли його концентрація перевищує 700 мг / кг (Ge et al, 2000). Відомо, що оцінку забруднення ґрунтів важкими металами найчастіше проводять як з використанням деяких чутливих видів вищих і нижчих рослин (кресс-салат, редис, ячмінь, мох, лишайник), їх пилку, деяких окислювально-відновних ферментів (Tlili et al, 2007). Біоспільноти мхів, лишайників, ціанобактерій, грибів і водоростей є основними складовими у поверхневому шарі ґрунтів потужністю 0-2см (біокорі) посушливих земель у всьому світі, підвищуючи стабільність функціонування мікробіоценозів біокори ґрунту, та безпосередньо впливаючи на кругообіг вуглецю та азоту (N). Велика частина труднощів в успішному моніторингу біокори за допомогою загальноновживаних біофізичних даних і рослинності індекси зосереджена навколо обмежених періодів фотосинтетичної активності організмів біокори, які відбуваються лише тоді, коли організми вологі. Хоча біокірки можуть виглядати схожими на зелену рослинність під час вологих періодів, протягом більшості спектральна диференціація біокірки є активною областю досліджень (Young and Reed, 2017). Розроблено індекси картування біокори, щоб відповідно відобразити ціанобактеріальні кірки (Havrilla et al., 2020). З покращенням здатності моніторингу поширення угруповань «біокори» та

реакції на зміни навколишнього середовища значно збільшиться наше розуміння біогеохімічного циклу посушливих земель. Дніпропетровський регіон є великим промисловим центром України. Головними джерелами техногенного забруднення атмосфери в умовах індустриальних агломерацій є металургійні, хімічні комбінати, підприємства будівельних матеріалів, теплові електростанції та опалювальні котельні. Метою досліджень з використанням технологій ДЗЗ було проаналізувати передумови утворення кислотних дощів внаслідок забруднення атмосфери індустриальних міст Придніпров'я двооксидами азоту і сірки.

2.2. Геопросторова оцінка забруднення атмосфери в індустриальних агломераціях

Основні види викидів індустриальних агломерацій це пил, зола, сажа, а також сірчистий ангідрид, чадний газ та окиси азоту. Розподіл газоподібних і аерозольних домішок вздовж вертикального профіля приземного шару атмосфери в умовах урболандшафтів змінюється у часі і визначається характером обміну повітря (Ducser et al., 1970; Crutzen, 1979). Спостереження з літаків і гвинтокрилів показали (Zberovsky et al., 2006), що токсичні домішки зосереджуються в основному в шарі повітря заввишки до 1 - 2 км. Розподіл домішок уздовж вертикальному профілю атмосфери визначається головним чином її температурною стратифікацією, висотою димових труб і швидкістю вітру. У разі приземної інверсії температури максимум концентрації домішок у повітрі створюється у приземному шарі поверхні. З розвитком денної конвекції окремі потоки повітря, що прориваються крізь інверсійний шар виносять домішки на висоту до 5 км і більше. Вітровий режим і турбулентність визначають дальність розповсюдження від джерела викиду. При ослабленій вертикальній конвекції димовий смолокип поширюється на 20 - 30, а в окремих випадках навіть на 300 км і більше. Внаслідок цього підвищена забрудненість повітря може створюватися не тільки в місті або поблизу

підприємств, але і на значній відстані від них. Максимальна концентрація токсичних аерозолів біля наземної поверхні встановлюється на деякій відстані від джерела викиду. Ця відстань тим більше, а концентрація тим менше, чим вище димова труба. Враховуючи викладені вище уявлення про швидкості і кількості випадіння атмосферних домішок на земну поверхню, ми приходимо до висновку про необхідність застосування нових сучасних підходів для вирішення цієї задачі. Техніка дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) в поєднанні з технологіями географічних інформаційних систем (ГІС) останнім часом посідає основне місце в оцінці аеротехногенного забруднення повітря і ґрунту. Одна з особливостей просторового розподілу забруднюючих речовин аерогенного походження полягає у високій просторовій неоднорідності зпроцесу забруднення земель. Для опису цих просторових структур існують різні геостатистичні підходи (Webster and Oliver, 2001). Головною перевагою геостатистичних методів є можливість проведення інтерполяції, використання методів накладання карт (Goovaerts, 1999). Такі методи звичайно використовуються для оцінки ризику в європейських та північноамериканських містах. Кілька досліджень були проведені не тільки в і в містах на півночі африканського континенту в Алжирі, оскільки для обліку і планування демографічних процесів і подальшого розвитку міст необхідний чітко визначений план розвитку. Наприклад в Аннабі, четвертому за величиною місті Алжиру, виробнича діяльність в місті досить висока (Tlili et al, 2007). Населення в таких містах як Алжир, Аннаба, Оран, Сикда продовжує зростати, Врахувати вплив різних джерел емісії на стан навколишнього середовища досить складно тому, що ці джерела численні і характеризуються різними рівнями забруднення (Madrid et al., 2002; Imperato et al., 2003). Застосування геостатистичного підходу на основі масштабного дослідження урболандшафтів може бути корисним для визначення різних джерел забруднення ґрунтів. Дифузне забруднення ґрунтів важкими металами обумовлено головним чином випаданням атмосферних опадів з різних джерел, найбільш важливими з яких є промислові та викиди автотранспорту (Alloway,

1995; Martley et al., 2004; Rodriguez Martin et al., 2006). Врахувати вплив різних джерел емісії на стан навколишнього середовища досить складно тому, що ці джерела численні і характеризуються різними рівнями забруднення (Madrid et al., 2002; Imperato et al., 2003). Дифузне забруднення ґрунтів важкими металами обумовлено головним чином випаданням атмосферних опадів з різних джерел, найбільш важливими з яких є промислові та викиди автотранспорту (Alloway, 1995; Martley et al., 2004; Rodriguez Martin et al., 2006). Основними забруднювачами атмосфери у Дніпропетровській області виступають Криворізький виробничий комплекс і промисловий конгломерат Дніпро – Кам'янське, на частку яких припадає майже 80% усіх викидів по області (Харитонов та ін., 2014; Babiу et al., 2003; Kharytonov et al., 2006). Діяльність залізрудних гірничо-металургійних підприємств в Дніпрі, Кам'янському та Кривому розі призводить до нагромадження в ґрунтах переважно важких металів в концентраціях, які перевищують ГДК у кілька разів. Цей факт не може не викликати занепокоєння, бо накопичення металів у ґрунті призводить до включення їх у харчовому і геохімічному ланцюгу кругообігу хімічних елементів, що згодом може вплинути на зміст цих металів як в продцентах (рослини), так і в консументах I, II та вищих рівнів. Крім того, ґрунти безпосередньо контактують з ґрунтовими водами, що неминуче призводить до міграції важких елементів з ґрунту у водоносні горизонти. Аналогічний спектр забруднювачів був зафіксований на іншому підприємстві Арселор Мітал в індустріальній агломерації в регіоні Аннаба в Алжирі (Benselhoub et al., 2015). В останні десятиріччя основний наголос на поліпшення економіки Алжиру робиться на створення такої структури, яка могла б забезпечувати розвиток важкої промисловості на базі внутрішніх ресурсів. До початку 80-х років минулого століття близько 70% продукції гірничодобувної галузі вже йшло на потреби національної індустрії. За запасами залізних руд Алжир знаходиться на другому місті в Африці. Розробка залізних руд ведеться відкритим і підземним способами на родовищах Джебель-Уэнза, Бу-Хадра, Хангет, Бені-Саф. Найбільше родовище і перспективний район видобутку залізної руди – Гара-

Джебилет на південному заході країни. Видобуток тут здійснюється відкритим способом державною компанією "SONAREM" і складає в рік 4,2 млн. тонн руди. Система розробки – транспортна. Залізна руда служить сировиною для металургійного заводу Ель-Хаджар, поблизу морського порту Аннаба. В результаті, 60% залізної руди з Уензи сьогодні надходить до металургійного заводу в районі Ель-Хаджар. Відомо, що у 80-90-ті роки минулого століття, із залученням українських фахівців, були проведені роботи з розширення потужностей металургійного заводу в Ель-Хаджар. Зокрема були побудовані сталеплавильний і дрововий цехи. В останні роки це промислове підприємство перейшло під фінансовий контроль групи Арселор Міттал. Таким чином, на сьогоднішній день головними об'єктами забруднення атмосфери міста Аннаба є сталеливарний комбінат у Ель-Хаджар і завод з виробництва фосфорних добрив компанії «Асмідал». Відомо, що металургійний комбінат, викидає до 1,6-1,8 тонн аерозолів оксидів азоту і сірки з кожною тонною сталі. Таким чином, внаслідок специфіки (видобуток залізної руди і виплавка чорних металів) індустріальна агломерація Аннаба створила численні джерела штучного геохімічного потоку речовин неорганічного походження з локалізованої території. Після проведення моніторингу забруднення приземного шару атмосфери на території металургійного комбінату Арселор Міттал в місті Аннаба діоксидами азоту та сірки була зроблена експертна оцінка результатів і побудовані ГІС карти (Kharytonov et al., 2016). Забруднення повітря двооксидом азоту близьке до 1ГДК зафіксовано за даними моніторингу не тільки на декількох постах, розташованих біля доменних печей і сталеливарного цеху (рис.2.1). Занепокоєння викликає зосередження хмари підвищеної концентрації діоксиду азоту над довколишніми житловими районами (школа в Сіді Амар і село – в Ель Хаджар). За даними більшості стаціонарних постів спостереження середньорічна концентрація постів SO_2 була істотно нижче одного ГДК. Разом з тим, виявлено дворазове перевищення 1ГДК в «гарячій» зоні комплексу (агломерація і плавлення залізної руди в доменній печі). Необхідно враховувати, що діоксид азоту і сірки володіють ефектом суммації. При

наявності безлічі розосереджених джерел відбувається накладення окремих викидів і утворюється сумарний факел, поширений фактично над всієї індустріальної агломерацією.

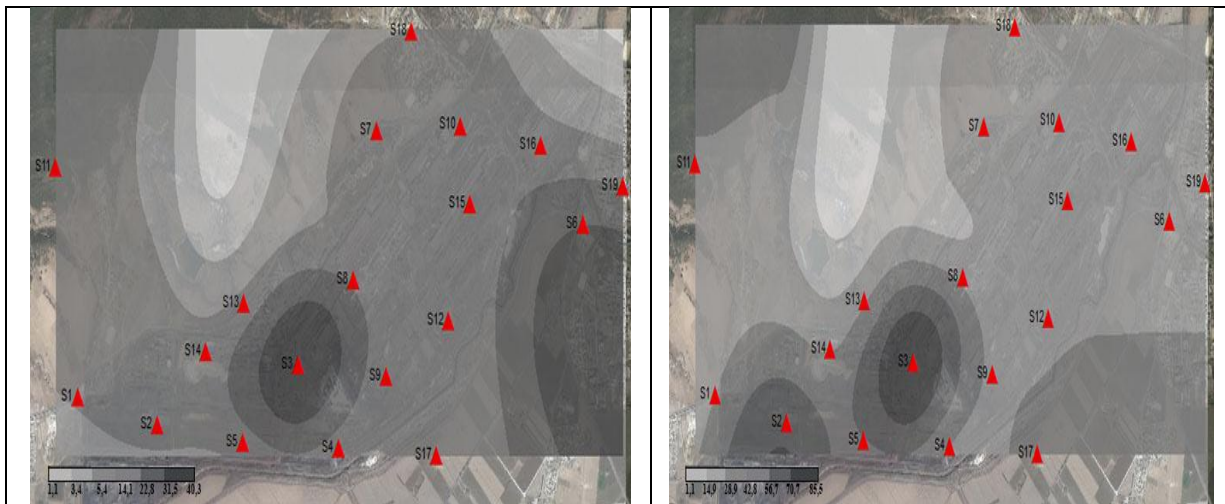


Рис 2.1. Забруднення повітря діоксидами азоту (ліворуч) і сірки (праворуч) металургійним заводом в районі Ель Хаджар.

Просторова структура такого факела дуже складна, миттєві концентрації домішок в різних точках міста істотно відрізняються один від одного. В середньому за 3 роки найбільший вміст техногенної пилу виявлено у приземному шарі атмосфери в районі Ель Буні. За результатами моніторингу забруднення атмосфери техногенним пилом у чотирьох зонах міста Аннаба побудована ГІС карта (рис. 2.2).

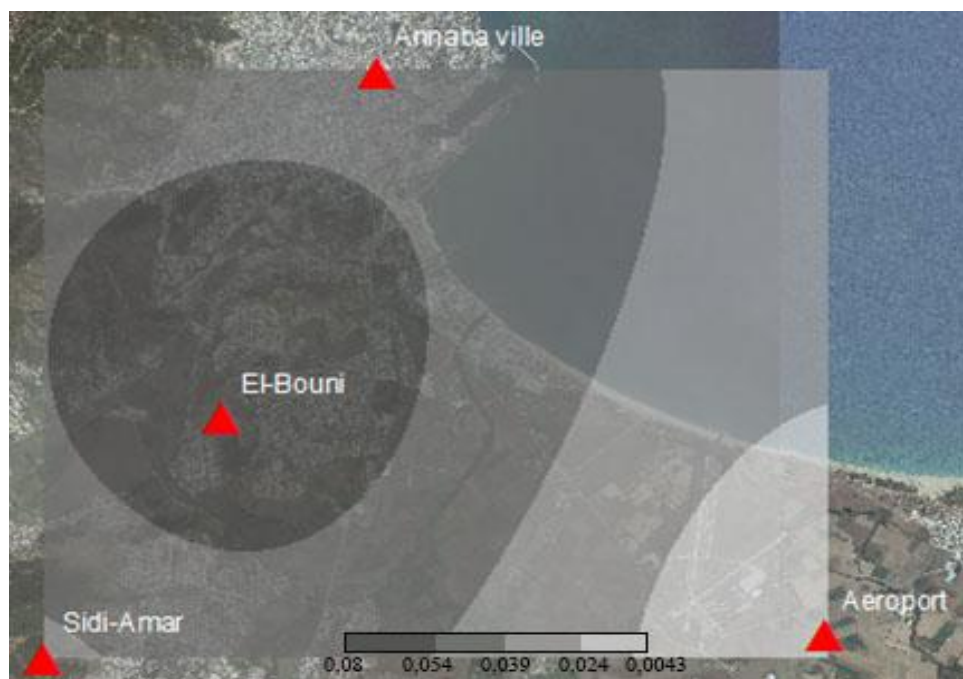


Рис. 2.2. Карта забруднення атмосфери міста Аннаба техногенним пилом

Як впливає з отриманих даних, район Ель Буні виявляється у вогнищі найбільшого забруднення приземного повітря частинками техногенного пилу. Під негативним впливом стаціонарних джерел забруднення виявляється велика частина міста. Видобуток і переробка залізної, марганцевої, уранової та поліметалічних руд природно-економічному регіоні Придніпров'я пов'язані з такими міськими агломераціями, як Дніпро, Кам'янське, Кривий Ріг, Нікополь, Покров, Жовті води та Вільногірськ. Всі вони розташовані в центральній і західній частині Дніпропетровської області. Видобуток вугілля в області зосереджений в Павлоградському районі. Переважним чином на територіях м. Дніпро та Кривого Рогу домінують північно-східні напрямки вітру, а Кам'янського – південні. Ландшафт Дніпропетровської області являє собою хвилясту рівнину висотою 100-200 м. Річки Інгулець, Саксагань, Жовта і Базавлук протікають в західній частині області, зайнята Придніпровською височиною. Північно-західна частина області поступово знижується у південно-східному напрямі і обривається до річки Дніпро крутим уступом.

В результаті застосування геоінформаційних технологій ДЗЗ на прикладі стосовно до території Дніпропетровської області було отримано 36 сегментів вимірювань на регулярній сітці (рис.2.3) для кожного інформаційного продукту EOS/OMI.

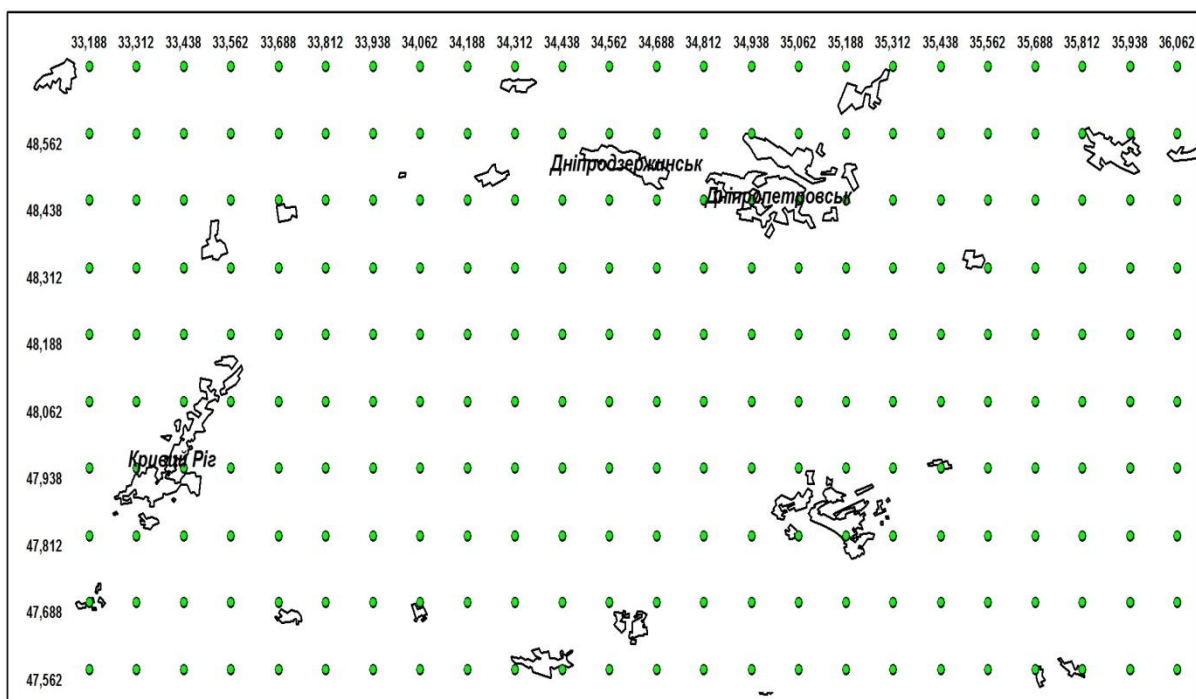
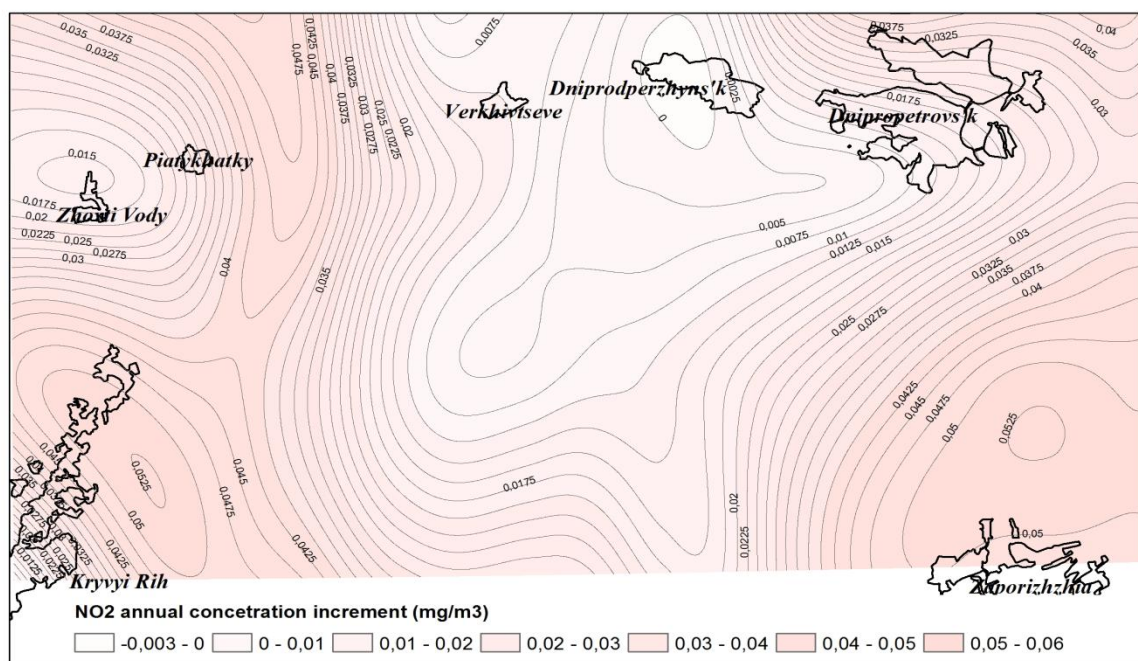
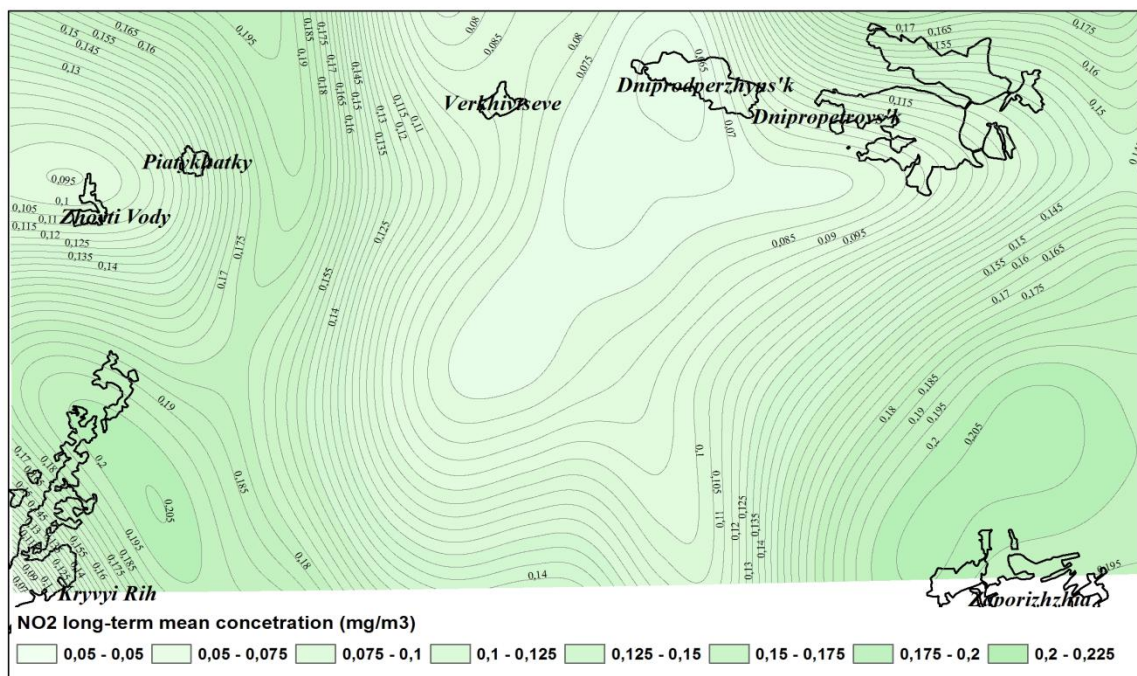


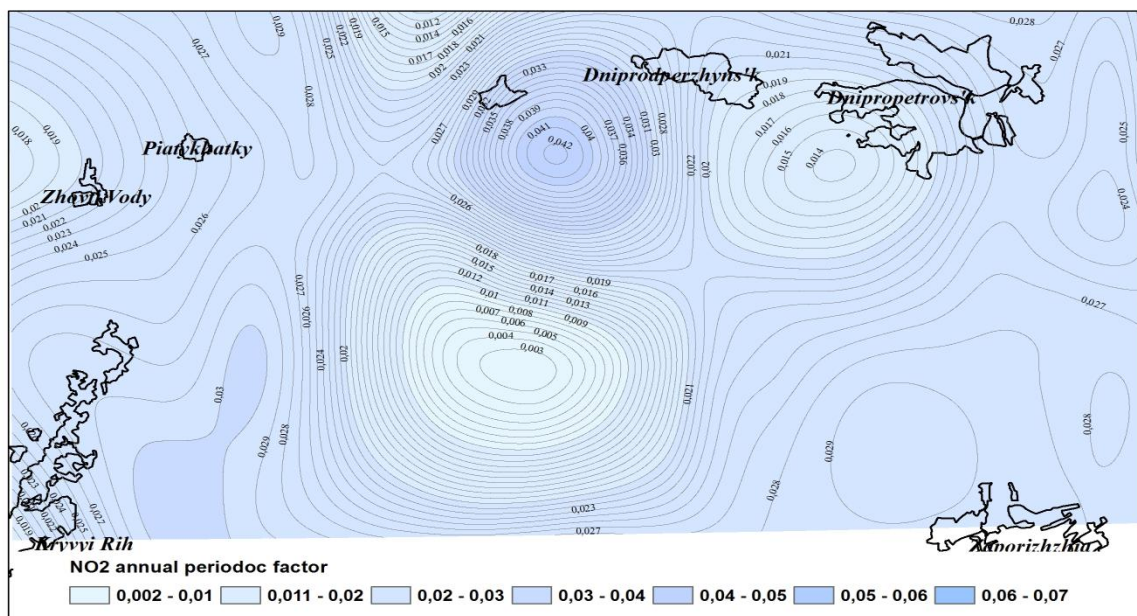
Рис. 2.3. Сітка супутникових атмосферних вимірювань Дніпропетровської області
Вихідні карти розподілу зазначених величин наведено на рис. 2.4 і 2.5.



a

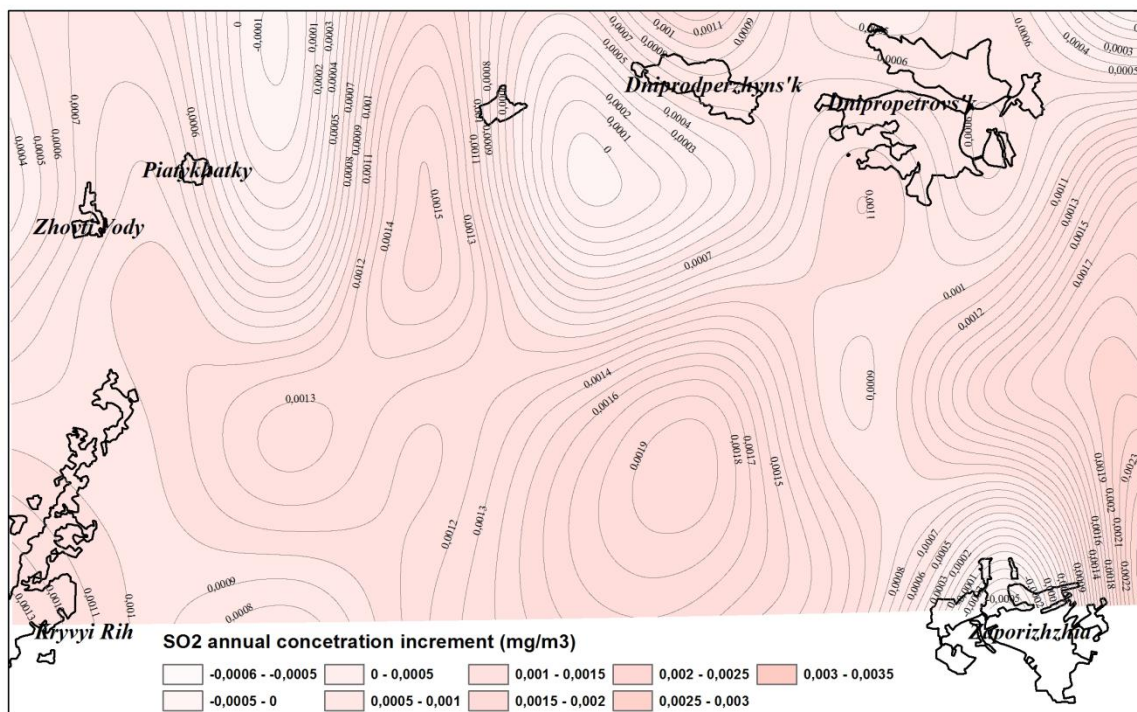


б

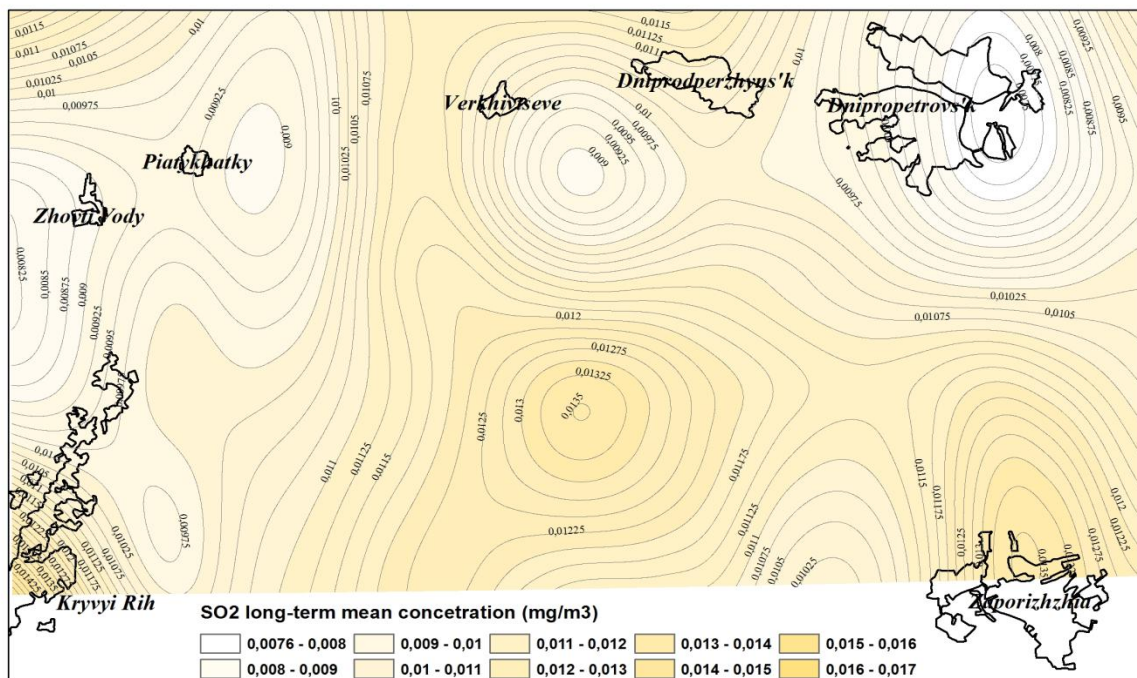


б

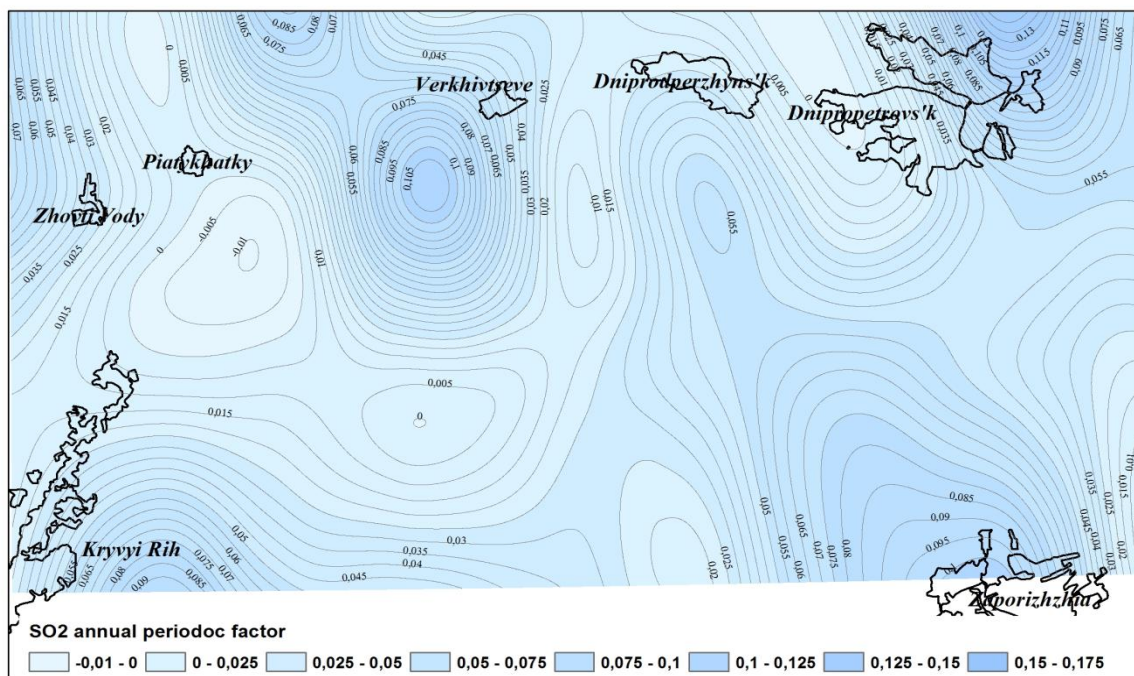
Рис.2.4. Просторовий розподіл характеристик динаміки вмісту NO_2 в атмосфері Дніпропетровської області: а – середнє значення концентрації (mg/m^3), б – середньорічний приріст концентрації (%), в – річна періодична складова концентрації (%)



a



б

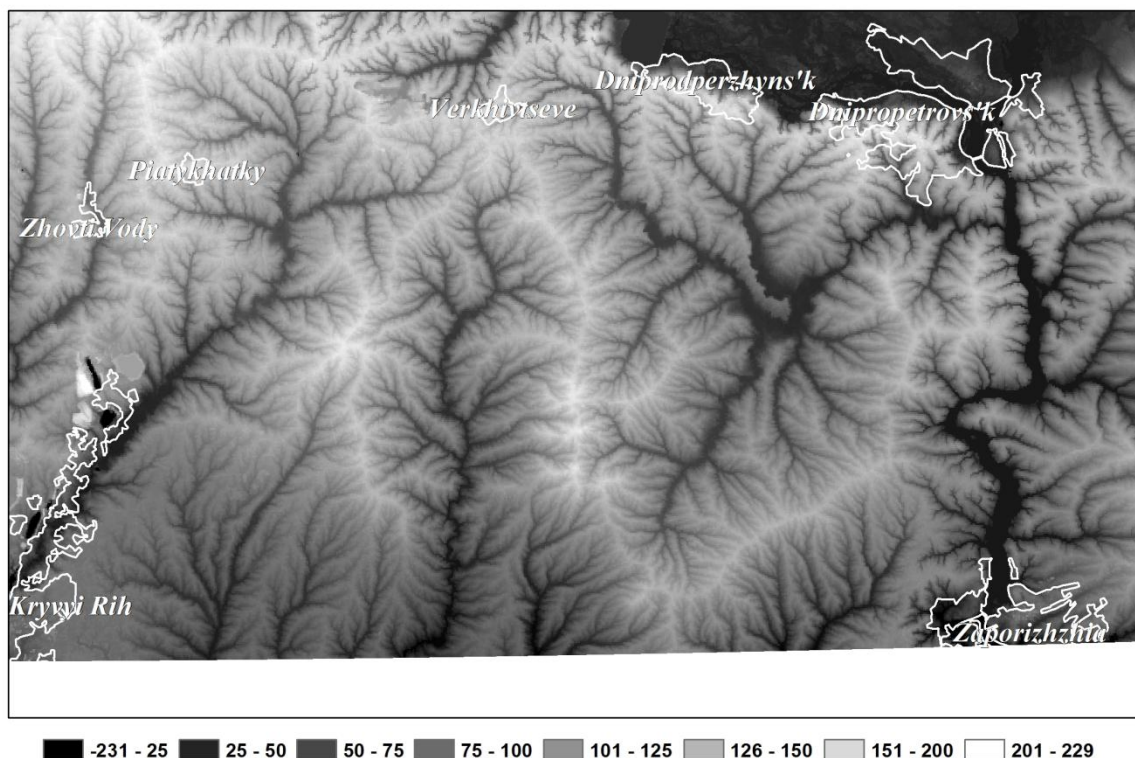


6

Рис.2.5. Просторовий розподіл характеристик динаміки вмісту SO₂ в атмосфері Дніпропетровської області: а – середнє значення концентрації (мг/м³), б – середньорічний приріст концентрації (%), в – річна періодична складова концентрації (%)

Аналіз карт розподілу концентрацій діоксиду азоту і сірки в атмосфері Дніпропетровської провінції свідчить про формування певних циркуляційних потоків аерозолів. Очевидно, що їх формування залежить від потужності джерел забруднення. Безсумнівно, що характер поширення смолоскипів по території області пов'язаний з фотохімічними властивостями токсикантів, особливостями мегарельєфа місцевості, включаючи русла річок.

У зв'язку з цим була створена цифрова карта мегарельєфа правобережної частині Дніпропетровської області (рис. 2.6).



**Рис. 2.6. Цифрова карта ландшафту правобережної частини
Дніпропетровської області**

Ландшафт Дніпропетровської області в її правобережній частині представлений Придніпровською височиною висотою 100-200 метрів. В межах Кривбасу у розгалужену гідрографічну мережу басейну річки Інгулець входять малі річки Саксагань, Зелена і Жовта. У районі діяльності Вільногірського ГМК під суттєвим антропогенним навантаженням знаходяться річки Домоткань і Самоткань. На півдні області в Нікопольському районі об'єктом водокористування Покровського ГЗК є річка Базавлук. Відчутний вплив на циркуляцію атмосферних потоків у межах міст Дніпро і Кам'янське надають річки Дніпро, Мокра Сура і Самара. Вочевидь, що нагріті повітряні маси разом з аерозолями діоксиду азоту та сірки спускаються в зону менш нагріту, тобто в долини річок. Це і може бути причиною зміщення зони найбільшої концентрації повітряних поллютантів із зони безпосереднього знаходження підприємств забруднювачів у райони передмістя. Такий феномен спостерігається за даними ДЗЗ поблизу міста Кривий Ріг. Виходячи з даних карти рис.2.4 а, концентрація діоксиду азоту в повітрі міст Дніпро та

Кам'янське перевищує в два рази значення гранично допустимої концентрації. Дещо менший вміст NO_2 в повітрі зафіксований поблизу міста Кривий Ріг і над містами Вільногірськ та Запоріжжя. Зіставлення даних аналізу часових рядів пов'язаних з оцінкою середньорічного приросту концентрацій NO_2 в атмосфері по карті рис. 2.4 б також свідчить про підвищений ризик накопичення діоксиду азоту над вищезгаданими міськими агломераціями. Судячи за даними карти рис.2.5.а найбільша площа поширення аерозолів діоксиду сірки спостерігається над індустріальними агломераціями Кривий Ріг, Вільногірськ і Кам'янське. На сьогоднішній день в жодному з індустріальних центрів поки що не зафіксовані випадки перевищення ГДК. Вивчення темпів середньорічного приросту концентрацій SO_2 в атмосфері по карті рис.2.5 б говорить про тенденції накопичення діоксиду сірки не тільки над індустріальними центрами, але й про просування ореолів забруднення над сільською місцевістю. Виходячи з того, що у переважній своїй числі міські теплові електростанції працюють на вугіллі, за необхідне видається контроль за вмістом сірки в паливі. Необхідно враховувати також, що діоксид азоту і сірчаний ангідрид володіють ефектом сумачії. Вступаючи в хімічну реакцію один з одним і з деякими іншими хімічними сполуками, вони утворюють високотоксичні речовини. Отже, ігнорування тенденцій накопичення діоксиду азоту і сірки може призвести до збільшення частоти випадання кислотних дощів, випадків ушкодження стану сільськогосподарських посівів, зростання числа захворювань серед населення. Просторові розподіли річних періодичних складових атмосферних забруднювачів антикорелюють з розташуванням промислових центрів, що може пояснюватися впливом збережених природних рослинних екосистем, піддаються сезонним циклам активності атмосферної абсорбції. Таким чином, аналіз карт поширення смолоскипів NO_2 і SO_2 виявив певні відмінності в розсіюванні токсикантів. Напевно, формування циркуляційних потоків аерозолів діоксиду азоту і сірки пов'язано з фотохімічними властивостями токсикантів, особливостями клімату і мегарельєфу місцевості. Отримані результати можуть бути прийняті до уваги при складанні короткострокових

прогнозів випадання кислотних дощів у сільській місцевості, виникнення ризику нанесення збитку станом сільськогосподарських посівів. Використання карт середньорічного приросту концентрації токсикантів здається перспективним для кількісної і якісної оцінки утворення фотохімічного смогу, прогнозу зростання числа захворювань серед населення індустріальних міст. Результати вимірювання середньомісячні концентрації забруднення двооксидом азоту в приземному шарі атмосфери за 2010 рік у трьох індустріальних містах наведені на рисунку 2.7.

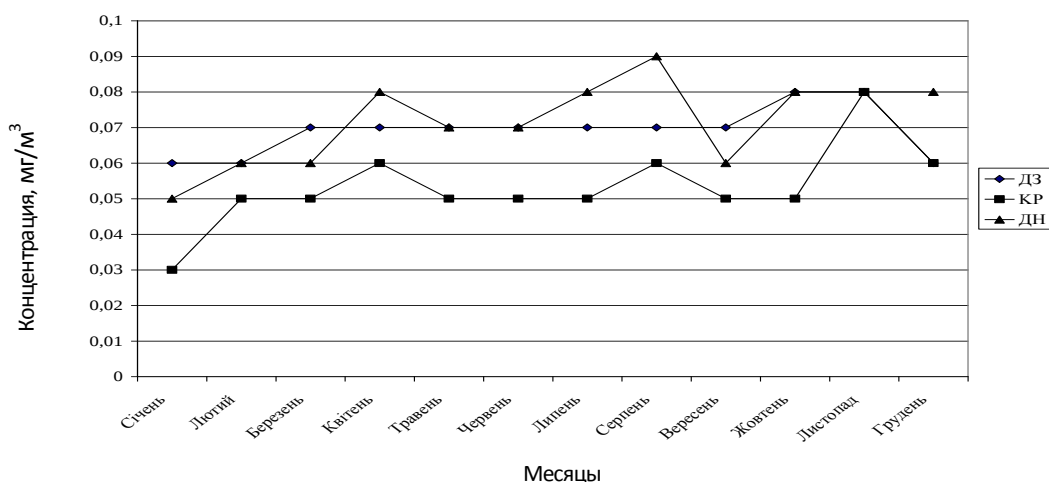


Рис.2.7. Середньомісячні концентрації забруднення приземного шару атмосфери NO₂ в Кам'янське у (ДЗ), Кривому Розі (КР) та Дніпрі (ДН), мг/м³.

Концентрація NO₂ в атмосфері трьох місто в 2010 році коливалася від 0,03 до 0,08 мг/м³ в Кривому Розі, від 0,05 до 0,09 мг/м³ – у Кам'янське й Дніпрі. Зафіксовано постійне перевищення одного ГДК за рівнем середньомісячних концентрацій діоксиду азоту в атмосфері індустріальних міст. Максимальне перевищення ГДК по вмісту NO₂ в атмосфері міст досягало два рази.

Протягом п'яти останніх років в атмосфері всіх трьох міст спостерігався підвищений рівень діоксиду азоту (перевищення ГДК в 1,25-2,25 разів). На першому місці по забрудненню повітря двооксидом азоту – м. Дніпро(Дн). На другому і третьому місцях – відповідно міста Кам'янське (Дніпродзержинськ, Дз) та Кривий Ріг(КР).

Динаміка середньорічних концентрацій діоксиду азоту за 2007-2011р.р. у

повітрі трьох міст у порівнянні з ГДК наведена на (рис. 2.8).

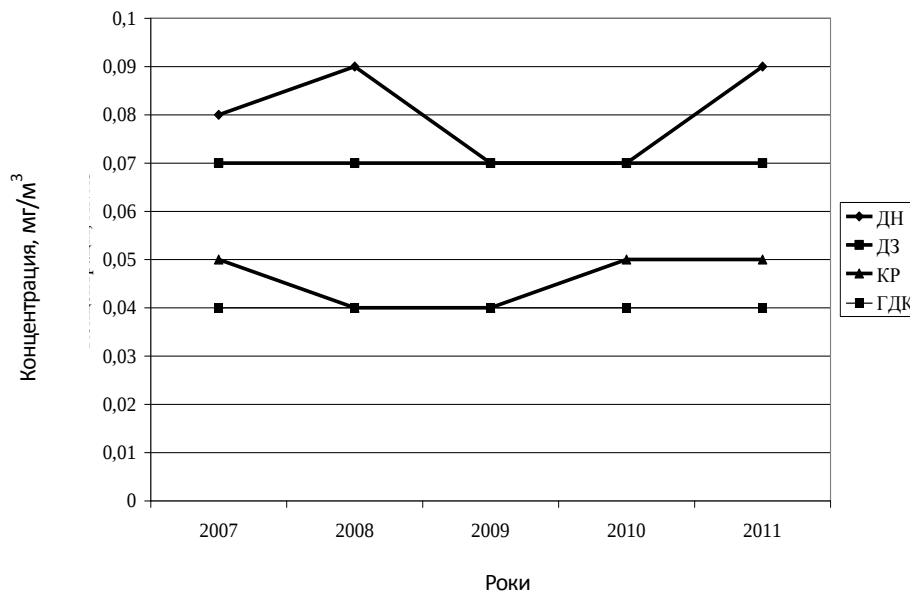


Рис.2.8. Динаміка середньорічних концентрацій двоокису азоту за 2007-2011рр.

Інтерполяція трирічних (2009-2011рр.) даних з постів спостереження в трьох вищеназваних індустріальних містах дозволила побудувати карти забруднення атмосфери двооксидом азоту (рис.2.9-2.12).

Аналіз контурів поширення потоків аерозолію двоокису азоту свідчить про формування в центрі міста Дніпро вираженого факела в північно – західному напрямку з перевищенням ГДК в 2,5 рази. Найбільша концентрація двоокису азоту в повітрі зафіксована у Заводському районі в зоні дії ДМК Каметсталь (перевищення ГДК сягає 1,8). Інша правобережна частина міста постійно накрита шлейфом з перевищенням ГДК в 1,5-1,6 рази.

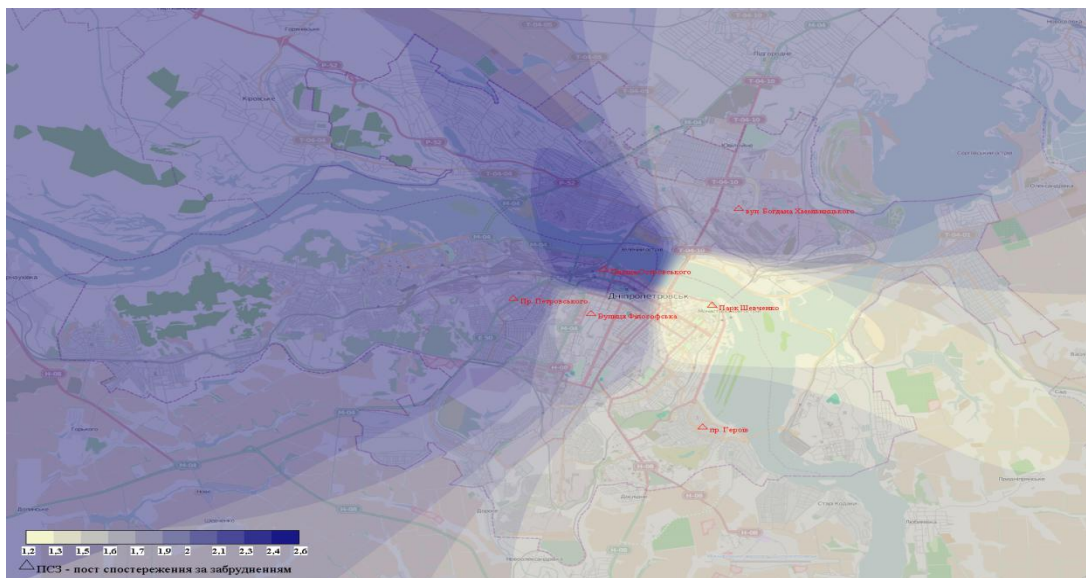


Рис.2.9 – Карта забруднення атмосфери NO₂ підприємствами м. Дніпро, мг/м³

Дані трирічного моніторингу рози вітрів м. Дніпро наведено на рис. 2.10

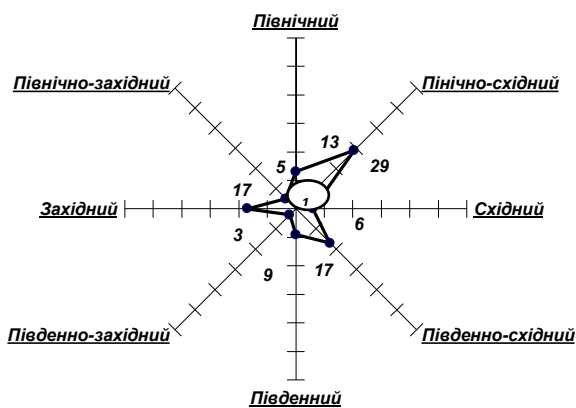


Рис. 2.10. Роза вітрів м. Дніпро

З урахуванням рози вітрів по місту Дніпро можна зробити висновок, що тут переважають північно-східні напрямку вітру, при розгляді карти NO₂-Mean-Land ми бачимо поширення двоокису азоту як на території міста так і в південно-західному напрямку від міста.

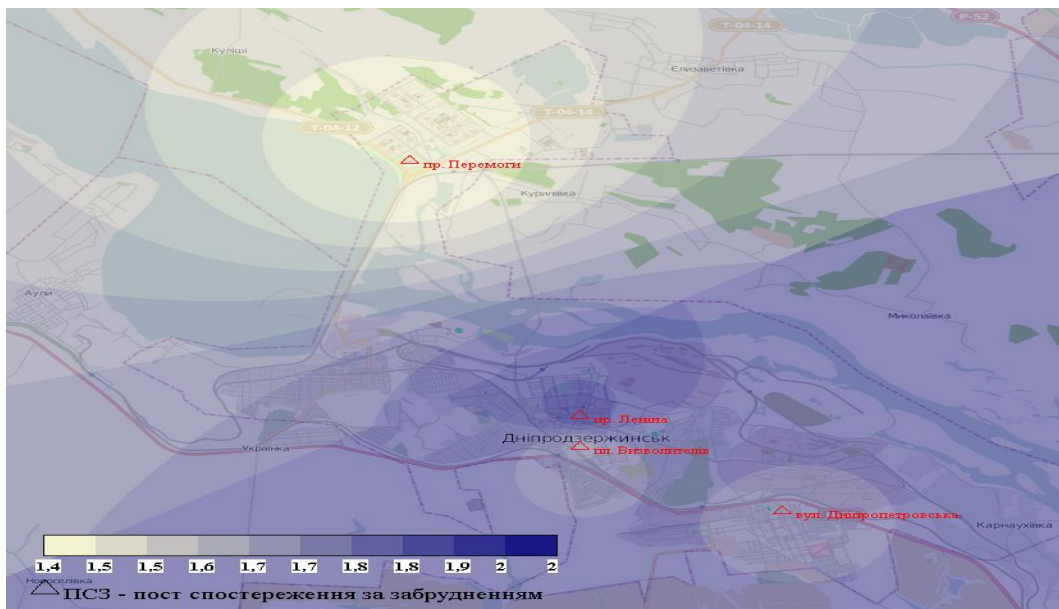


Рис.2.11. Карта забруднення атмосфери двооксидом азоту підприємствами м. Кам'янське, мг/м^3

Ситуація з забрудненням повітря двооксидом азоту м Кривий Ріг є досить контрастною.

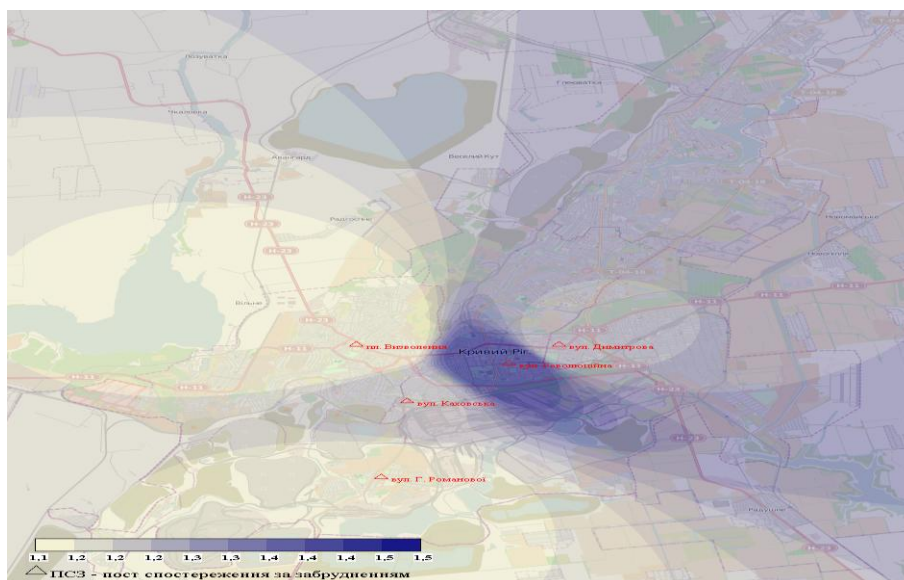


Рис.2.12. Карта забруднення атмосфери двооксидом азоту підприємствами м. Кривий Ріг, мг/м^3

Досить зазначити скупчення домішок аерозолію на рівні перевищення ГДК в 1,5 рази в центральній частині міста, де розташовані один металургійний і два гірничо-збагачувальні комбінати. Наявність постійного надлишку в атмосфері NO_2 трьох індустриальних міст призводить до виникнення ризику випадіння кислотних дощів не тільки на зазначених територіях але і на прилеглих

сільськогосподарських угіддях. При розгляді ступеню забруднення повітря індустріальних агломерацій сірчистим ангідридом можна зробити висновок, що ризик перевищення 1ПДК поки відсутній (рис.2.13). Найбільш забрудненим цією домішкою було повітря міста Кривий Ріг. Інтерполяція трирічних даних з постів спостереження в трьох індустріальних містах дозволила побудувати карти забруднення атмосфери діоксидом сірки (рис.2.14; 2.15 та 2.16). Формування ореолу розповсюдження аерозолю діоксиду сірки у місті Дніпро пов'язано з діяльністю металургійного заводу ПрАТДМЗ Петровського, ВАТ "Дніпропетровський коксохімічний завод" та інших підприємств (рис.2.13).

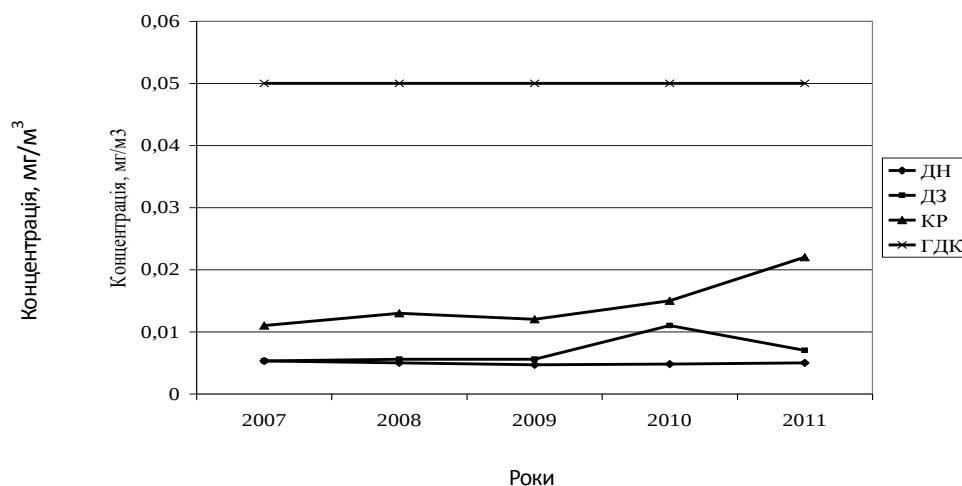


Рис.2.13.Зміни середньорічних концентрацій двооксида сірки

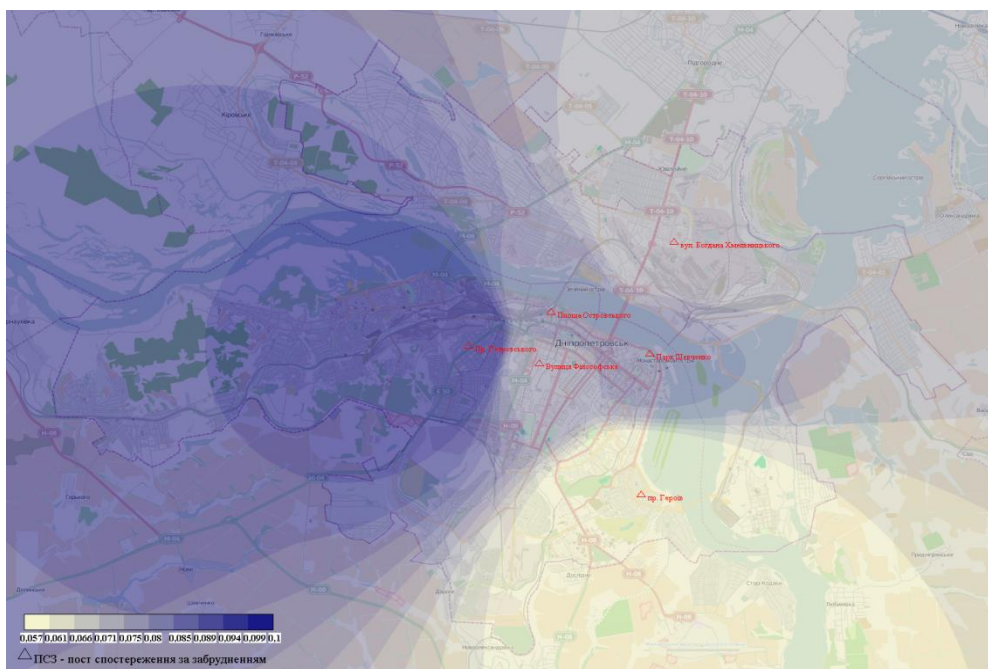


Рис.2.14. Карта забруднення атмосфери діоксидом сірки підприємствами м. Дніпро, мг/

Дані трирічного моніторингу рози вітрів міста Кривий Ріг наведені на рис. 2.15

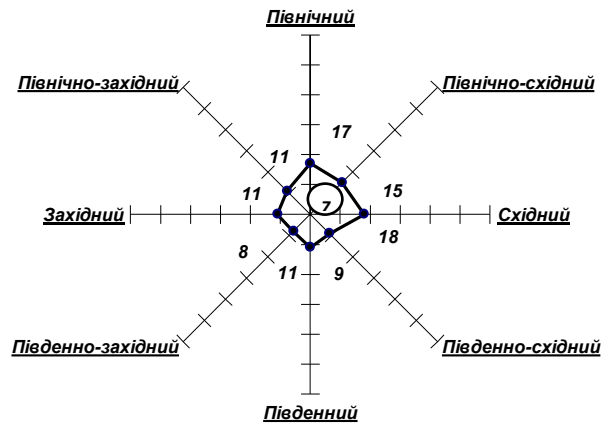


Рис.2.15. Роза вітрів м. Кривий Ріг

Беручи до уваги, що в місті Кривий Ріг переважають північно-східний та східний напрямки вітру(але не суттєво) можна зробити висновок, що за рахунок змінних напрямків вітру і специфічному розташуванні міста сірчистий ангідрид розсіювався по всій території міста (рис. 2.16).

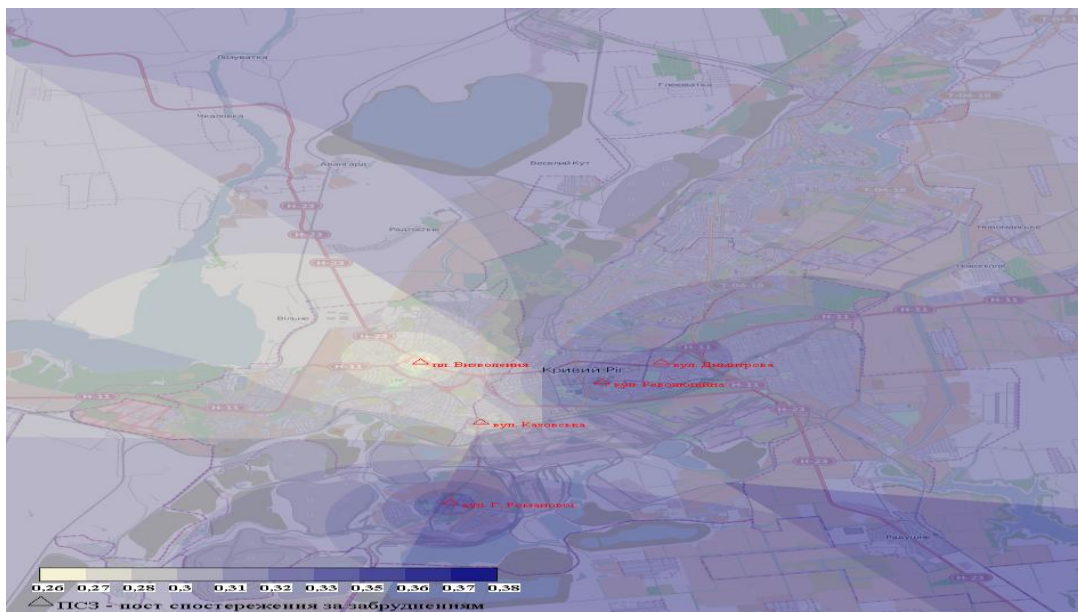


Рис.2.16. Карта забруднення атмосфери двооксидом сірки підприємствами м.Кривого Рогу, мг/м^3

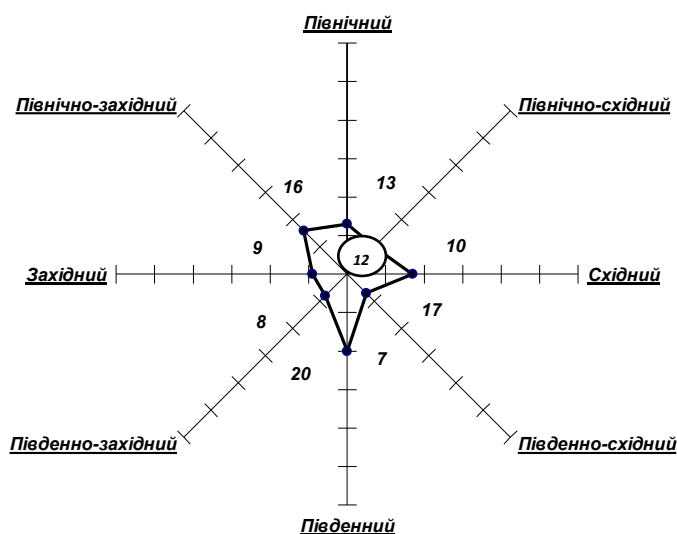


Рис. 2.17. Роза вітрів м. Кам'янське

Деякі райони м.Кам'янське, які перебувають під постійним впливом промислових підприємств (Баглійський і Заводський райони) і при переважаючих південних напрямках вітру, були найбільш забрудненими сірчистим ангідридом (рис.2.18).

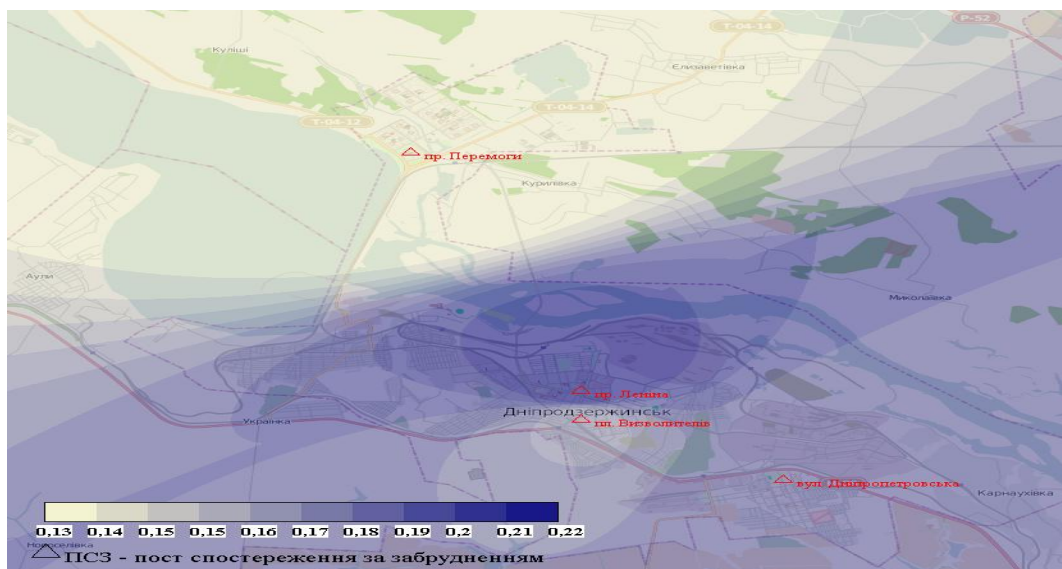


Рис. 2.18. Карта забруднення атмосфери двооксидом сірки підприємствами м. Кам'янське, мг/м^3

Необхідно враховувати що двооксид азоту і сірчистий ангідрид володіють ефектом сумачії. При наявності безлічі розосереджених джерел відбувається

накладення окремих викидів і утворюється сумарний факел, поширений фактично над всією індустріальною агломерацією. Просторова структура такого факела дуже складна, миттєві концентрації домішок в різних точках міста істотно відрізняються один від одного. Проте середні рівні забруднення повітря в результаті взаємодії багатьох факторів розрізняються несуттєво. Сумарний факел, що утворився над містом в результаті злиття викидів численних підприємств, під впливом вітру може поширюватися на відстані в кілька десятків кілометрів. При слабкому повітрі домішки швидко піднімаються вгору.

Найбільшим ступенем забруднення повітря діоксидом азоту відрізняються м. Дніпро і Кам'янське, сірчистим ангідридом - м. Кривий Ріг. Ризик перевищення 1ГДК за рівнем SO_2 поки відсутній. Підвищена концентрація двооксиду азоту (перевищення ГДК в 1,25-2,25 разів) спостерігається протягом 5 останніх років в атмосфері всіх трьох міст. Таким чином, завдяки ефекту сумації, загальна токсичність від новоствореного фотохімічного смогу може бути відчутно більше. Інтерполяція трирічних даних з постів спостереження в трьох вищеназваних індустріальних містах дозволила побудувати карти забруднення атмосфери діоксидом азоту і сірки. Застосування AISEEM дозволить в перспективі виробляти визначення розподілу концентрацій забруднення за різними сценаріями.

За результатами визначення вмісту діоксиду азоту і сірки в атмосфері був застосований метод накладання результатів. На рисунку 2.19 наведена карта визначення ризиків сумарного техногенного забруднення атмосфери міста NO_2 і SO_2 .

Як впливає з аналізу побудованої ГІС карти головним джерелом техногенного забруднення в м. Дніпро є металургійні комбінат ДП ВАТ ДМЗ ім. Петровського» КСЦ «Сталь» та ПАТ «Дніпропетровський трубний завод». Беручи до уваги, що поверхня двох міст більш пересічена порівняно з сільською місцевістю, тут має місце формування явища під назвою «острів тепла». Ці різниці призводять до більшого поглинання сонячної енергії в містах

вдень та її зберігання в тривалий проміжок часу вночі.

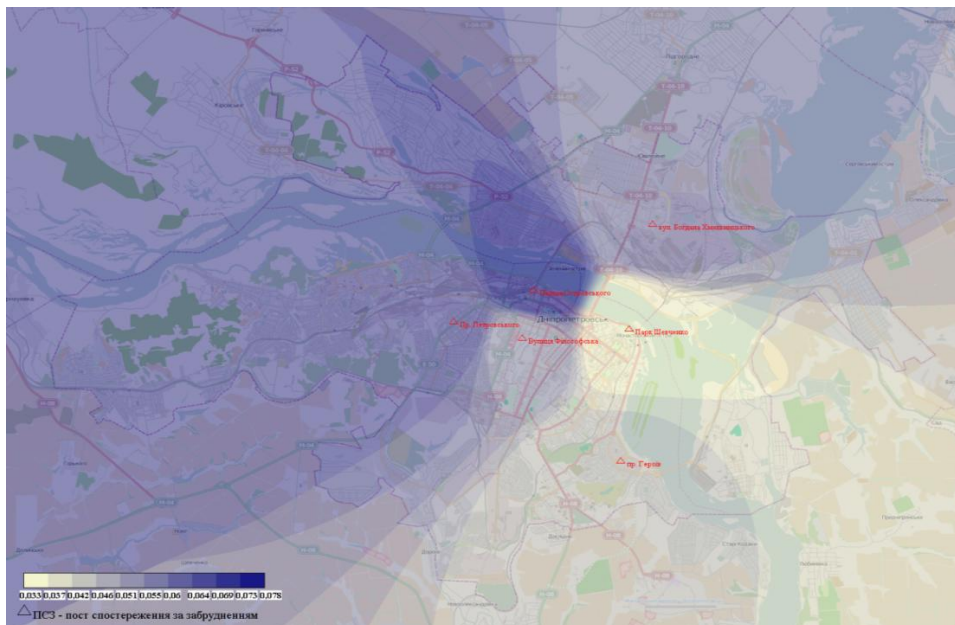


Рис. 2.19. Карта сумарної оцінки ризиків забруднення атмосфери м.Дніпро діоксидом азоту і сірки

В результаті потужні потоки теплих мас повітря в центрі міст піднімаються у верхні шари атмосфери беручи з собою частку забруднювачів. Потім цей потік розходиться в усі боки, охолоджується і спускається на околиці міст, де в приземному шарі знову рухається в центр. Отже, утворюється циркуляція повітря, яка сама себе підтримує і може бути порушено тільки потужним повітряним потоком. У зв'язку з цим в штильові дні під нагрітим димним куполом концентрації забруднювачів підвищуються. В результаті ми бачимо три еліпси, які розходяться від центру міста за трьома напрямками. За результатами визначення вмісту діоксиду азоту і сірки в атмосфері міста Кам'янське був застосований метод накладання результатів.

На рисунку 2.20 наведена карта визначення ризиків сумарного техногенного забруднення атмосфери міста. Згідно побудованої карти оцінки спільного впливу викидів діоксиду азоту та сірки на атмосферу міста Кам'янське можна виділити ореоли і ізолінії поширення токикантов в різних районах міста. Найбільшого негативного впливу навколишнього середовища і здоров'я жителів завдає металургійний комбінат.

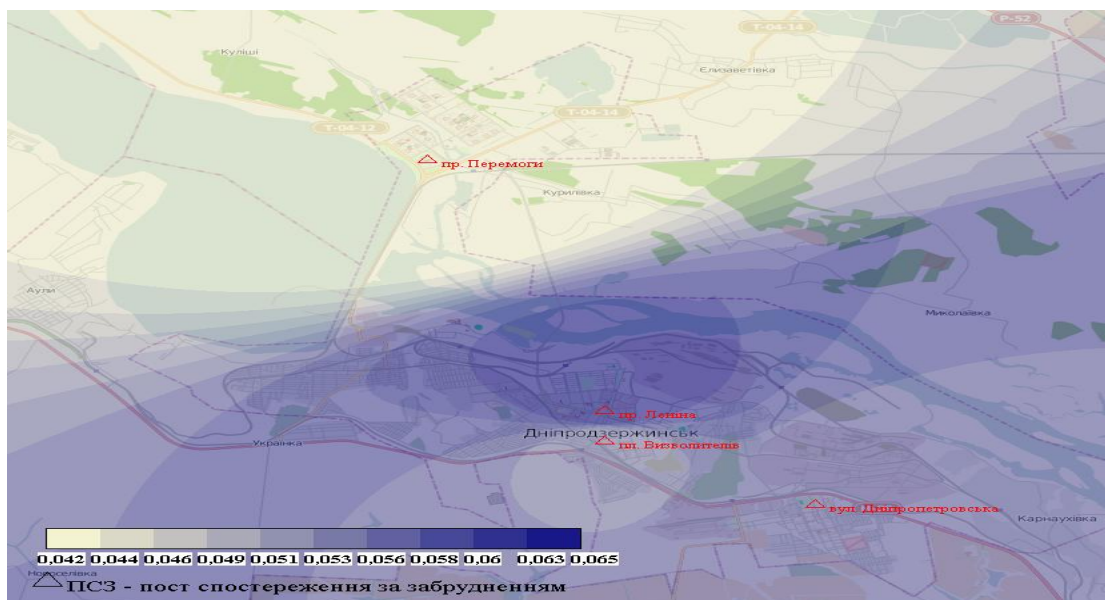


Рис. 2.20. Карта сумарної оцінки ризиків забруднення атмосфери м. Кам'янське діоксидом азоту і сірки

Отже найбільшою мірою страждають жителі Заводського району. Певною мірою така ситуація склалася внаслідок того, що завод був побудований біля річки Дніпро в її заплавної частині наприкінці 19 століття. Два коксохімічні заводи в Баглійському районі знаходяться на височині, на другий геологічної терасі. У цьому випадку викиди швидше розносяться і не накопичуються. Дані динаміки змін середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ м. Дніпро за 2011-2013 роки наведені на рис.2.21-2.23. Найбільша концентрація діоксиду сірки в 2011 році була взимку (грудень, січень) і влітку (червень, липень).

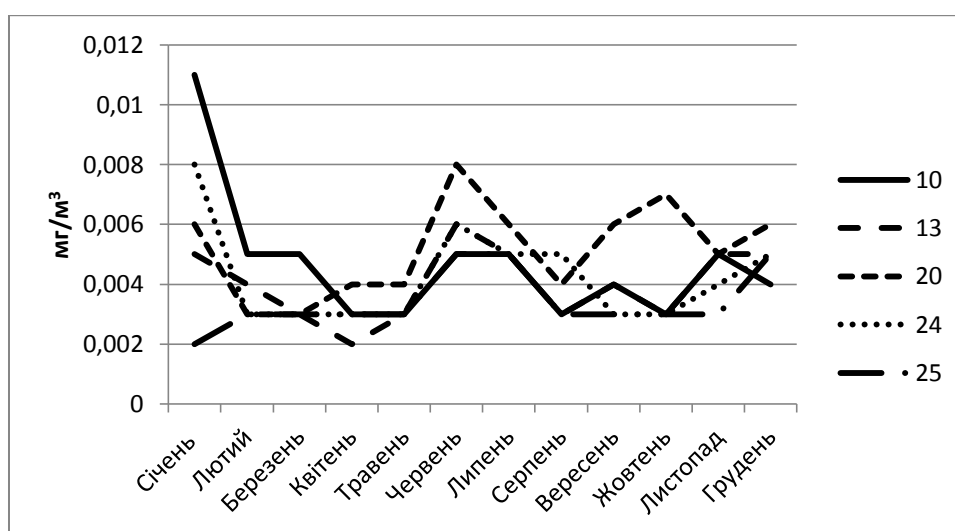


Рис. 2.21. Динаміка змін середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Дніпро за 2011 рік

Зіставлення середньомісячних даних забруднення атмосфери міста Дніпро SO_2 свідчить, що найбільші концентрації зафіксовані в трьох пунктах спостереження, а саме біля металургійних заводів ДП ВАТ ДМЗ ім. Петровського» КСЦ «Сталь», ПАТ «Дніпропетровський трубний завод» та Придніпровської теплової електростанції (ТЕС).

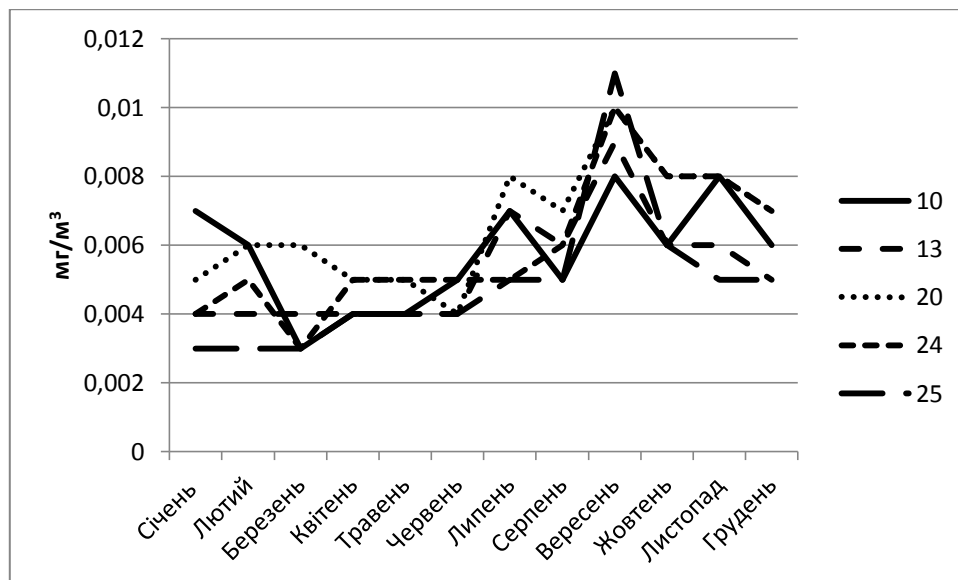


Рис.2.22. Динаміка змін середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Дніпро за 2012 рік

Як випливає з аналізу рис.2.22, найбільша концентрація діоксиду сірки в 2012 році була восени. Зіставлення середньомісячних даних забруднення атмосфери м. Дніпро діоксидом сірки в 2012 році також свідчить, що найбільші концентрації SO_2 зафіксовані в трьох пунктах спостереження, а саме біля металургійних заводів ДП ВАТ ДМЗ ім. Петровського» КСЦ «Сталь», ПАТ «Дніпропетровський трубний завод» та Придніпровської ТЕС. Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом сірки в м.Дніпро в 2013 році наведено на рис.2.23.

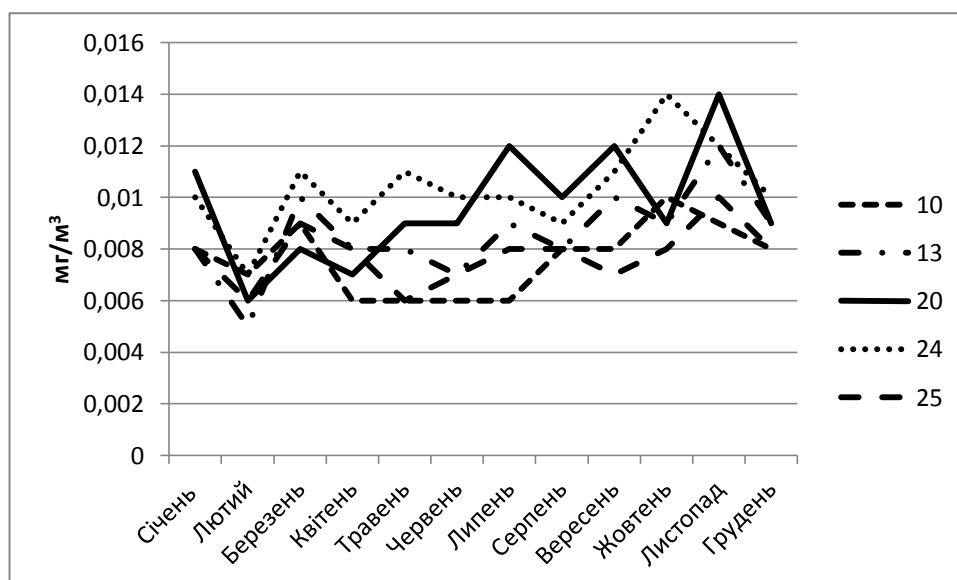


Рис. 2.23. Динаміка змін середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Дніпро за 2013 рік

Найменша концентрація діоксиду сірки була зафіксована з квітня по червень. Найбільший рівень забруднення атмосфери діоксидом сірки був зафіксований біля металургійного заводу ДП ВАТ ДМЗ ім. Петровського» КСЦ «Сталь» і Придніпровської ТЕС. Середньорічні дані по забрудненню повітря м. Дніпро SO₂ за 2011-2013 роки наведено на рис.2.24.

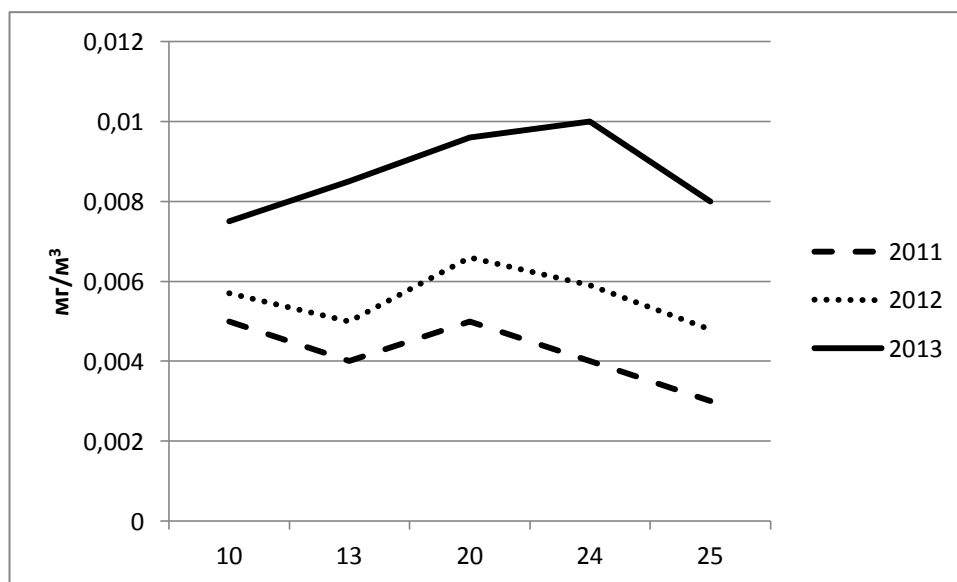


Рис. 2.24. Динаміка змін вмісту SO₂ в повітрі на ПСЗ міста Дніпро

Виходячи з графіка середньорічних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ м. Дніпро за три роки найбільше забруднення зафіксовано в 2013 році. Але воно не є критичним, оскільки ГДК становить 0,05 мг/м³. Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом азоту в м.Дніпро в 2011 -

2013 роках наведено на рис.2.25-2.28.

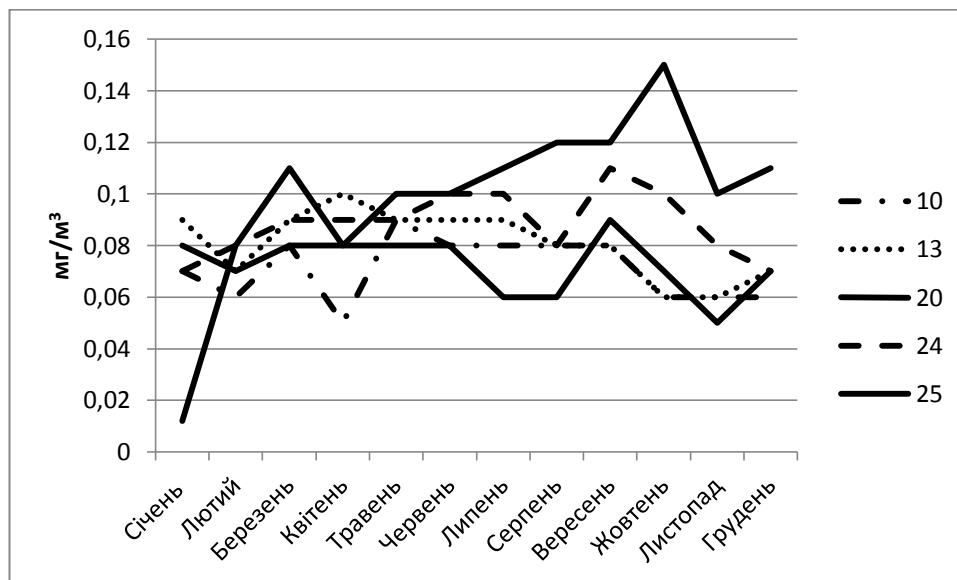


Рис. 2.25. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ міста Дніпро за 2011 рік

Найбільші концентрації NO₂ (0,10-0,11) зафіксовані біля металургійних заводів ДП ВАТ ДМЗ ім. Петровського» КСЦ «Сталь», ПАТ «Дніпропетровський трубний завод». Максимальне перевищення ГДК становило 2,75 разів.

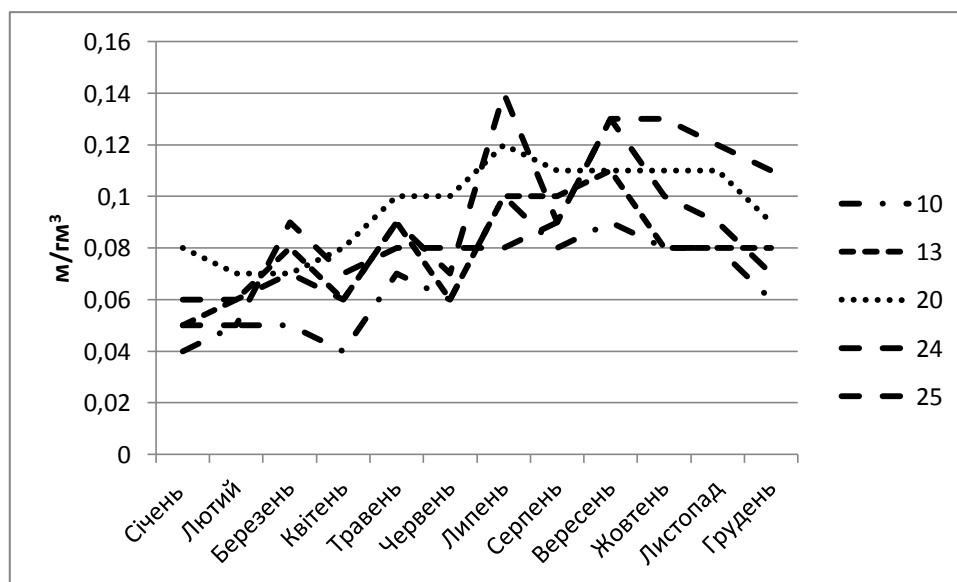


Рис.2.26. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ міста Дніпро за 2012 рік

Найбільші пікові концентрації діоксиду азоту зафіксовано у липні та жовтні біля Придніпровської ТЕС. Найбільші середньомісячні концентрації NO₂ (0,10-0,12) зафіксовані біля металургійних заводів ДП ВАТ ДМЗ ім.

Петровського» КСЦ «Сталь», ПАТ «Нижньодніпровського металургійного заводу» та Придніпровської ТЕС. Максимальне перевищення ГДК становило 3 рази.

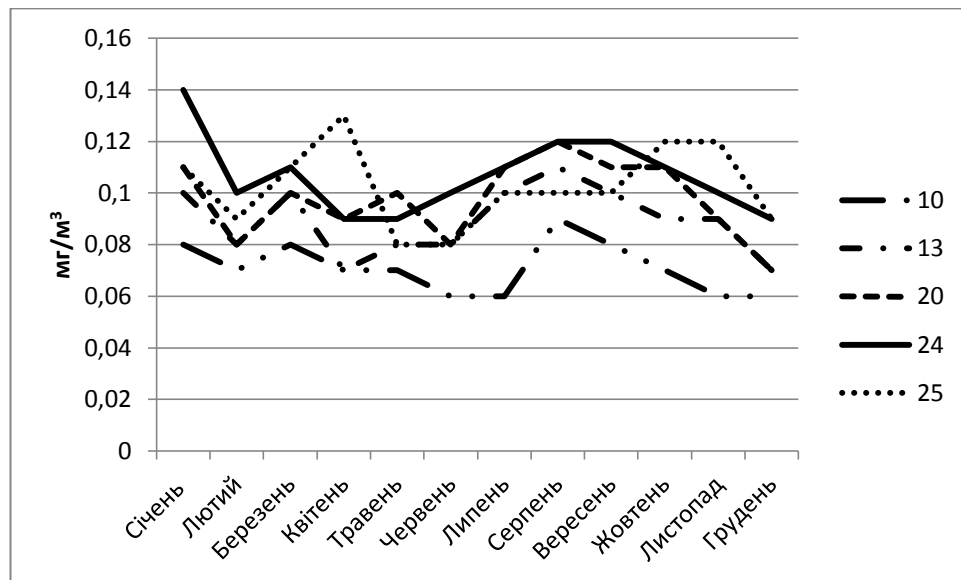


Рис.2.27. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ міста. Дніпро за 2013 року

Найбільші концентрації NO_2 (0,10-0,12) зафіксовані біля Нижньодніпровського металургійного заводу і Придніпровської ГРЕС взимку і восени. Встановлено, що концентрація оксидів азоту в приземному шарі атмосфери має добре виражену добову мінливість. На ПСЗ розташованих в безпосередній близькості від великих транспортних артерій міста Дніпро, максимальні концентрації реєструються в ранкові і денні години (транспортні піки), на ПСЗ, розташованих в «чистих» районах міста, максимуми мають місце в денні години. Найбільш часто ранковий і вечірній максимуми концентрацій діоксиду азоту спостерігаються у теплу пору року. Ці періоди мають інтенсивний конвективний масообмін в приземному шарі атмосфери.

Житлові будинки, високі промислові будівлі в місті утворюють нерівномірну поверхню, яка стає перешкодою вільного переміщення великих повітряних мас і, таким чином, змінює структуру повітря.

Аналіз змін середньорічних концентрацій діоксиду азоту за три роки по ПСЗ м. Дніпро найбільший рівень забруднення спостерігався в 2013 році

(рис.2.28)

Зафіксовано перевищення ГДК ($0,04 \text{ мг/м}^3$) у 2,75 раза.

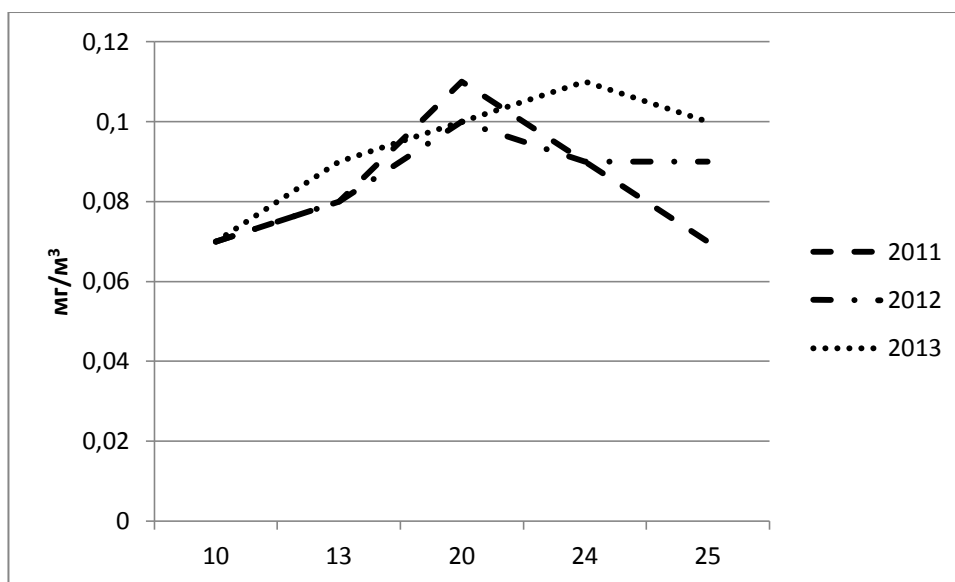


Рис.2.28 - Графік середньорічних концентрацій диоксиду азоту по ПСЗ міста Дніпро за 2011-2013 роки

Одночасна присутність у повітрі різних забруднюючих речовин приводить у деяких випадках до ефекту збільшення дії, по-перше, прояву схожості токсичної дії низки речовин, по-друге, через взаємне збільшення дії (синергічний ефект) різних речовин. Ефект суммації (ЕС) мають викиди, що мають у своєму складі, наприклад, ацетон, сірчаний ангідрид та інші різноманітні речовини (Тарасова та ін., 2007).

Виникає питання: як змінився ефект суммації у м. Дніпро в період за 2012-2013 рр. за разовими максимальними концентраціями речовин? Дані стосовно максимально разових концентрацій наведені в таблиці 2.1

Табл. 2.1

Максимальні разові концентрації міста Дніпро

Речовина	Максимальні разові концентрації, мг/м^3		
	2012	2013	ГДК
Аміак	0,18	0,15	0,2
Двооксид азоту	0,48	0,44	0,085
Окис вуглецю	9	8	5,0
Сірководень	0,030	0,052	0,008
Сірчистий ангідрид	0,044	0,091	0,5
Фенол	0,049	0,024	0,003

Оскільки ефектом сумачії з наведених речовин володіють лише двоокис азоту, окис вуглецю, сірчистий ангідрид і фенол, розрахунок ЕС будемо вести тільки для останніх речовин, не беручи до уваги викиди аміаку і сірководню. Отже, ефект сумачії EC^{2012} у 2012-му році для наведеної групи речовин складу склав 1,8. Відповідно, EC^{2013} у 2013-му році для наведеної групи речовин склало:

$$EC^{2013} = \frac{0,44}{0,085} = 1,5$$

За даними розрахунків виявлено перевищення ефекту сумачії в обох випадках, що пов'язано з перевищенням значень ГДК по усім максимально разовим концентраціям зазначених речовин. $\frac{EC^{2013}}{EC^{2012}} = \frac{1,8}{1,5} = 1,2$

Таким чином, встановлено, що зменшення ефекту сумачії в місті Дніпро в період 2012 - 2013рр. по двоокису азоту, окису вуглецю, сірчистому ангідриду та фенолу склало 20%.

Спочатку визначимо коефіцієнт гранично допустимої концентрації K_1 кожної речовини відносно ГДК двоокису сірки за формулою (2.1).

$$K_1^1 = \frac{ГДК^1}{ГДК^{SO_2}} = \frac{0,2}{0,5} = 0,4; K_2 = 0,17; K_3 = 10,0; K_4^1 = 0,016; K_5^1 = 1,0; K_6^1 = 0,006$$

Далі за формулою (2.2) визначимо стан забруднення повітря амміаком, двоокисом азоту, окисом вуглецю, сірководнем, сірчистим ангідридом та фенолом, які діють одночасно станом на 2012 і 2013рр., використовуючи індекс забруднення атмосфери $IЗА$.

$$IЗА^{2012} = \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{K_i} = \frac{0,18}{0,4} + \frac{0,48}{0,17} + \frac{9}{10,0} + \frac{0,030}{0,016} + \frac{0,044}{1,0} + \frac{0,016}{0,006} = 8,5$$

$$IЗА^{2013} = \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{K_i} = \frac{0,15}{0,4} + \frac{0,44}{0,17} + \frac{8}{10,0} + \frac{0,052}{0,016} + \frac{0,091}{1,0} + \frac{0,024}{0,006} = 11$$

Таким чином, отримані показники індексів забруднення атмосфери $IЗА$ 2012, $IЗА$ 2013 вказують на перевищення у 8,5 і 11 разів сумарного рівня

забруднення атмосфери шістьма питомими речовинами ГДК двоокису сірки станом на 2012 і 2013 роках відповідно. Відомо, що якщо значення $ІЗА \leq 5$ – рівень забруднення повітря вважається нижче середнього, $5 < ІЗА \leq 8$ – дорівнює середньому; якщо $8 < ІЗА \leq 15$ – вище середнього, $ІЗА > 15$ – значно вище середнього. Отже у 2012 – 2013 роках рівень забруднення повітря в місті був вище середнього.

Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом сірки в м. Кам'янське у 2011 – 2013 роках наведено на рис.2.29-2.32. Найбільша концентрація діоксиду сірки в 2011 році була з січня по березень і у вересні. Для того, щоб більш наочно оцінити динаміку зміни середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ м. Кам'янське за 2011 рік був побудований графік (рис.2.29).

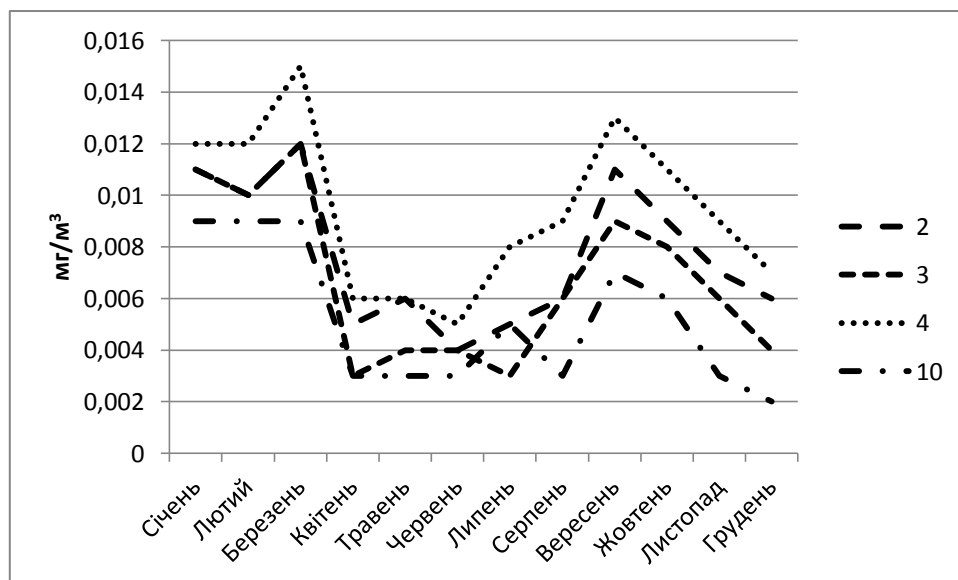


Рис.2.29. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Кам'янське за 2011 року

Зіставлення середньомісячних даних забруднення атмосфери міста Кам'янське діоксидом сірки свідчить, що найбільші концентрації SO_2 зафіксовані у двох пунктах спостереження, які знаходяться під впливом трьох підприємств: ПАТ ДМК, ПрАТ Дніпровський коксохімічний завод та ПАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс». Як випливає з аналізу рис.2.30, найбільша концентрація діоксиду сірки в 2012 році була влітку і восени (з червня по жовтень) і досягала – $0,01-0,012 \text{ мг/м}^3$

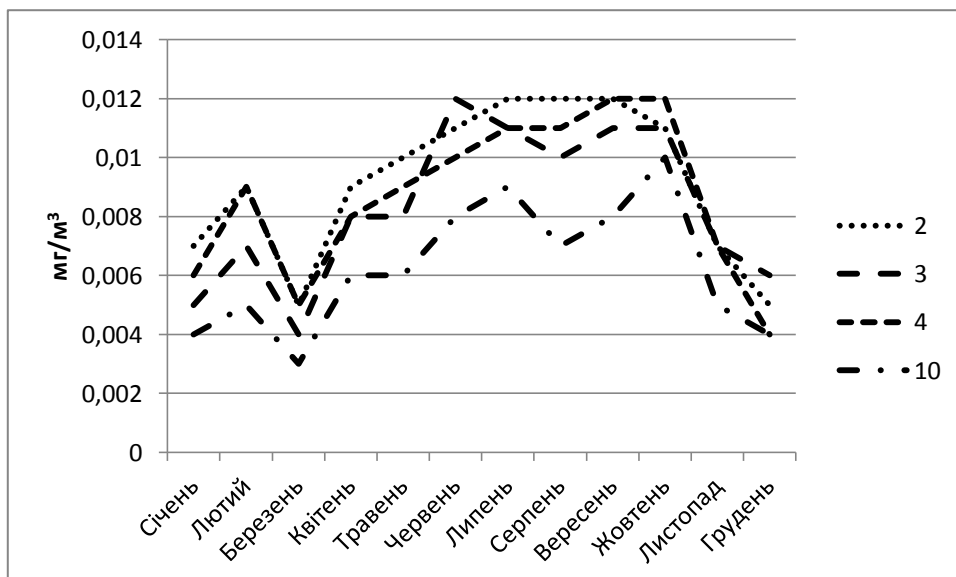


Рис.2.30. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Кам'янське за 2012 рік

Зіставлення середньомісячних даних забруднення атмосфери м. Кам'янське діоксидом сірки в 2012 році також свідчить, що найбільші концентрації SO₂ зафіксовані в трьох пунктах спостереження, які були під впливом підприємств: ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь, ПрАТ «Дніпровський коксохімічний завод» та ПрАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс».

Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом сірки в м. Кам'янське в 2013 році наведено на рис. 2.31. Найбільша концентрація діоксиду сірки була зафіксована з квітня по вересень 2013 року.

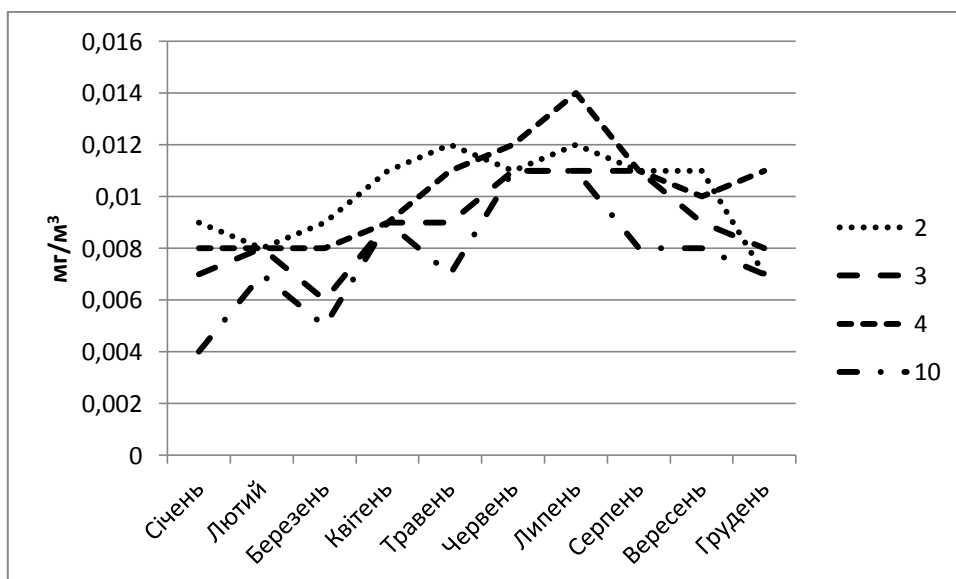


Рис. 2.31. Графік середньомісячних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ міста Кам'янське за 2013 рік

У відповідності з рис.2.31 найбільша концентрація діоксиду сірки була зафіксована у липні на двох постах спостереження (№ 2 і №4), які знаходяться під впливом ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь, ПрАТ «Дніпровський коксохімічний завод» та ПрАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс». Виходячи з графіка середньорічних концентрацій діоксиду сірки на ПСЗ м. Кам'янське за три роки (рис 2.32) найбільше забруднення зафіксовано в 2013 році. Але воно не є критичним, оскільки ГДК становить 0,05. мг/м³. Для того, щоб більш наочно оцінити динаміку зміни середньомісячних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ м. Кам'янське за 2011 рік був побудований графік рис.2.33.

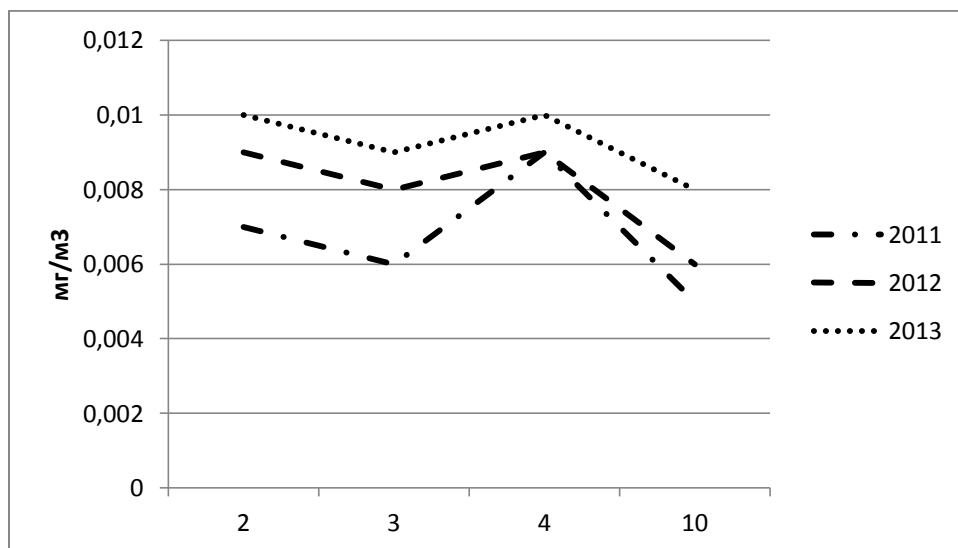


Рис. 2.32. Графік середньорічних концентрацій діоксиду сірки міста Кам'янське за 2011-2013 рр.

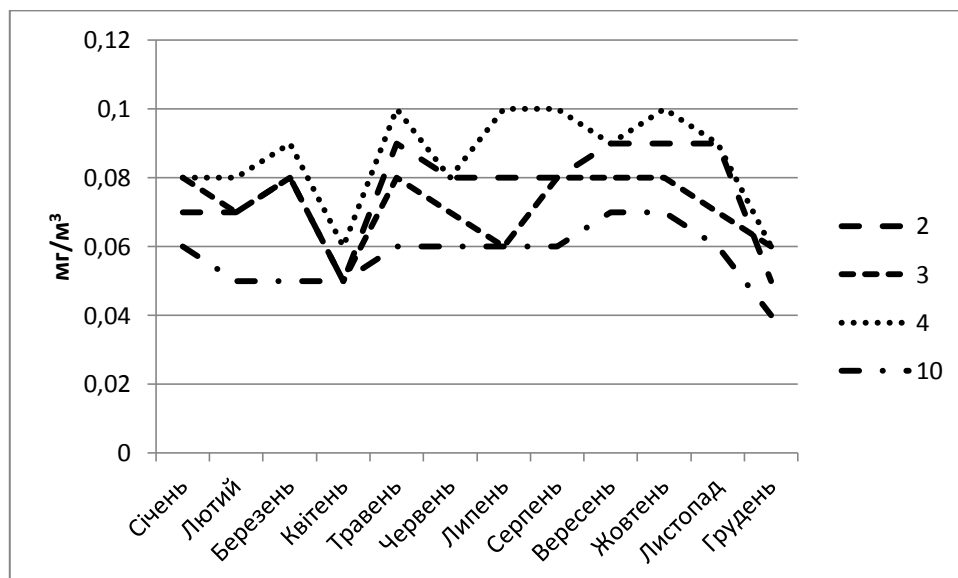


Рис.2.33 Графік місячних концентрацій діоксиду азоту міста Кам'янське (2011 рік)

Пікові концентрації діоксиду азоту зафіксовано у березні, явилися в місті у липні, серпні та жовтні у ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь. Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом азоту м. Кам'янське у 2012 році наведено на рис.2.34. Найбільші концентрації NO₂ зафіксовані влітку у ВАТ ДМК КаметСталь, ПрАТ «Дніпровський коксохімічний завод» та ПрАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс»

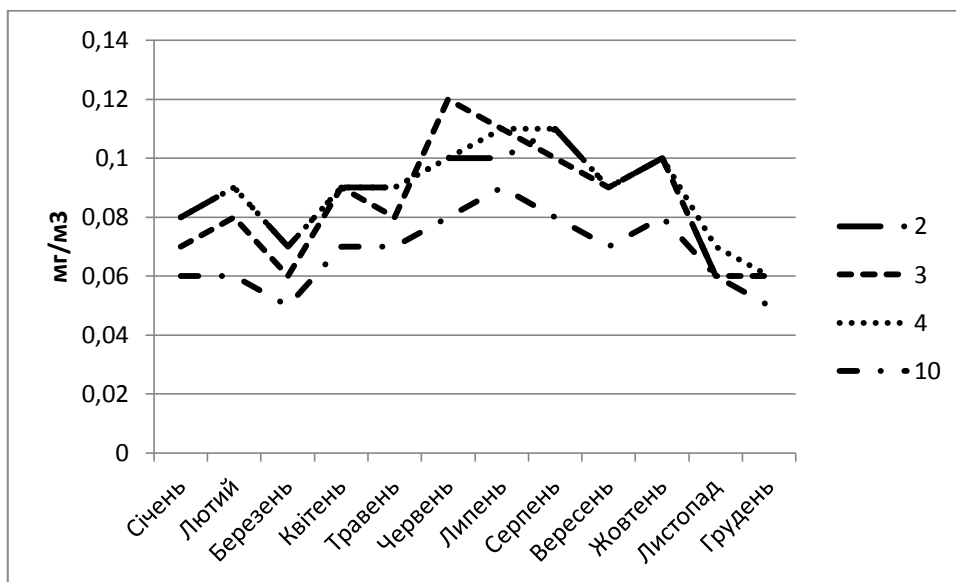


Рис. 2.34. - Графік середньомісячних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ міста Дніпро за 2012 рік

Пікові концентрації діоксиду азоту зафіксовано у березні, явилися в місті у липні, серпні та жовтні у ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь. Найбільші концентрації NO₂ (0,08-0,1) зафіксовані у ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь, ПрАТ «Дніпровський коксохімічний завод» та ПрАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс».

Результати стаціонарного спостереження забруднення атмосфери діоксидом азоту м. Кам'янське у 2012 році наведено на рис.2.35. Найбільші концентрації NO₂ зафіксовані влітку у ПАТДніпровський металургійний комбінат КаметСталь, ПрАТ «Дніпровський коксохімічний завод» та ПрАТ «ЄВРАЗ Баглійкокс».

Згідно з графіком середньорічних концентрацій діоксиду азоту на ПСЗ міста Кам'янське за три роки (рис. 2.36) найбільше забруднення теж зафіксовано в 2013 році.

Зафіксовано перевищення ГДК ($0,04 \text{ мг/м}^3$) в 2,5 рази.

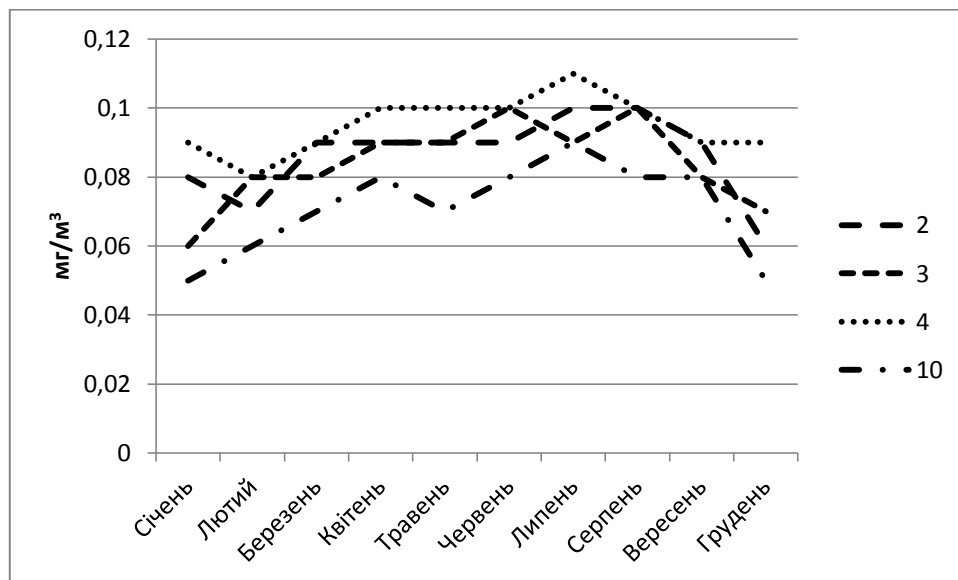


Рис. 2.35. Графік середньомісячних концентрацій двооксиду азота на ПСЗ міста Кам'янське за 2013 рік

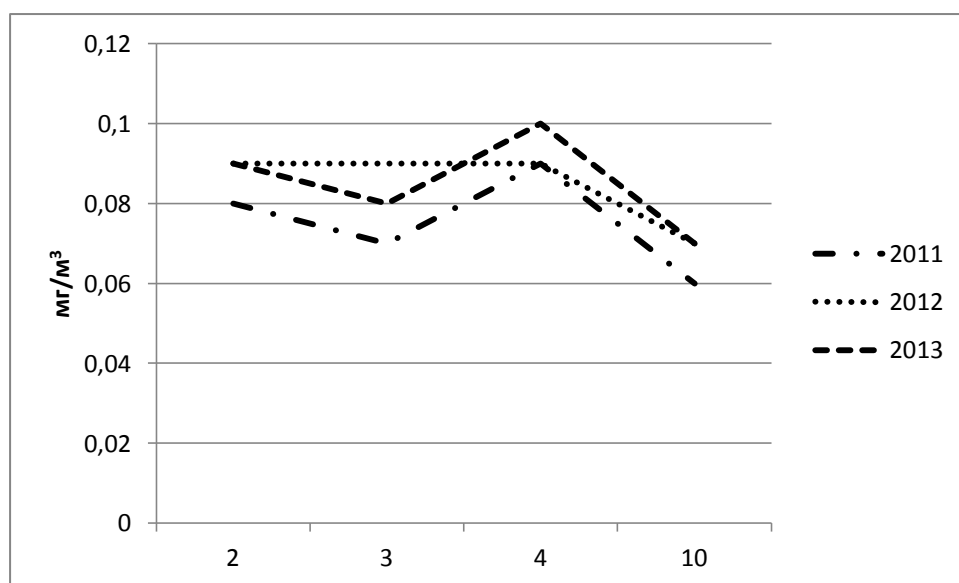


Рис.2.36.Графік середньорічних концентрацій двооксиду азота міста Кам'янське за 2011-2013 рр.

Визначимо у скільки разів зменшився ефект сумації у місті Кам'янське в період за 2012-2013 рр. за разовим максимальними концентраціями речовин:

Оскільки ефектом сумації з наведених речовин володіють лише двоокис азоту, окис вуглецю, сірчистий ангідрид і фенол, розрахунок ЕС будемо вести згідно формули (2.1) тільки для останніх, не беручи до уваги викиди аміаку і сірководню.

Отже, ефект сумації у 2012-2013рр для наведеної групи речовин

становив

$$\text{У 2012 році} \quad EC = \frac{0,20}{0,085} + \frac{5}{5,0} + \frac{0,020}{0,5} + \frac{0,034}{0,003} = 14,6,$$

$$\text{У 2013 году} \quad EC = \frac{0,17}{0,085} + \frac{6}{5,0} + \frac{0,028}{0,5} + \frac{0,017}{0,003} = 8,8.$$

Відповідно проведеним розрахункам виявлено перевищення ефекту сумачії в обох випадках, що пов'язано з перевищенням значень ГДК за усіма максимально разовими концентраціями вказаних речовин

$$\frac{EC^{2012}}{EC^{2013}} = \frac{14,6}{8,8} = 1,6 \text{ раз}$$

Зменшення ефекту сумачії в місті Кам'янське за період 2012-2013рр. по двоокису азоту, окису вуглецю, сірчистому ангідриду і фенолу виявлено у 1,6 разів.

Значення максимально разових концентрацій, необхідних для оцінки рівня забруднення повітря в місті Кам'янське в 2012 і 2013рр. представлені в таблиці 2.2.

Табл. 2.2

Максимально разові концентрації в місті Кам'янське, мг/м³

Речовина	Максимально разові концентрації, мг/м ³		
	2012	2013	ГДК
Аміак	0,20	0,15	0,2
Двооксид азоту	0,20	0,17	0,085
Окис вуглецю	5	6	5,0
Сірководень	0,025	0,016	0,008
Сірчистий ангідрид	0,020	0,028	0,5
Фенол	0,034	0,017	0,003

Спочатку визначимо коефіцієнт гранично допустимої концентрації K_i кожної речовини відносно ГДК двоокису сірки за формулою (2.3)

$$K_1^1 = \frac{ГДК^1}{ГДК^{SO_2}} = \frac{0,2}{0,5} = 0,4; K_2 = 0,17; K_3 = 10,0; K_4^1 = 0,016; K_5^1 = 1,0; K_6^1 = 0,006.$$

Далі за формулою (2.2) визначимо забруднення повітря аміаком, двоокисом азоту, оксидом вуглецю, сірководнем, сірчистим ангідридом та

фенолом, які діють одночасно (станом на 2012 і 2013рр.), використовуючи показник індексу забруднення атмосфери *ІЗА*.

$$ІЗА_{2013} = \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{K_i} = \frac{0,20}{0,4} + \frac{0,20}{0,17} + \frac{5,0}{10,0} + \frac{0,025}{0,016} + \frac{0,020}{1,0} + \frac{0,034}{0,006} = 9,5$$

$$ІЗА_{2013} = \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{K_i} = \frac{0,15}{0,4} + \frac{0,17}{0,17} + \frac{6,0}{10,0} + \frac{0,016}{0,016} + \frac{0,028}{1,0} + \frac{0,017}{0,006} = 5,8.$$

Отримані показники індексів забруднення атмосфери *ІЗА* вказують на перевищення у 9,5 і 5,8 разів сумарного рівня забруднення атмосфери станом на 2012 і 2013рр. відповідно.

Утворення «теплових островів» та погіршення якості повітря є наслідками урбанізації та розвитку промислових міст створюють численні соціальні, логістичні, медичні, проблеми (Crutzen, P.J., 2004). Повітряний басейн промислових агломерацій є надзвичайно забрудненим, незважаючи на постійну конвекцію та транскордонний перенос (Parrish et al., 2011; Dufour et al., 2004; Ghorani-Azam et al., 2016). Високий рівень забруднення повітря пов'язаний з різними видами господарської діяльності. В результаті якість повітря дуже низька. Значна кількість промислових підприємств у Придніпровському природно-господарському районі призводить до формування техногенних аномалій забруднення атмосфери (Петрик та ін., 2003). Отже, мешканці прилеглих до промислових підприємств, а також житлових районів є «заручниками» певної кількості об'єктів гірничо-металургійної промисловості, паливно-енергетичного комплексу та схеми функціонування транспортних засобів (Masaitis and Miller, 2014). Рівень і характер повітряного забруднення ґрунту залежить від різних причин: кількості та якості промислових і транспортних викидів, виду та інтенсивності фізико-хімічних процесів в атмосфері, поверхні землі тощо (Maas et al., 2010; Joshi and Balasubramanian, 2010; Johansson et al., 2009). Основними чинниками, що визначають якість повітря, є обсяг і склад промислових викидів (Biliaiev et al., 2017). Основними джерелами забруднення в районах індустріальних агломерацій є об'єкти чорної та кольорової металургії, електроенергетики,

гірничодобувної та нафтохімічної промисловості. Металургійна промисловість на півдденному сході України спочатку розвивалася завдяки значним і високоякісним місцевим ресурсам чавуну та вугілля в гірничодобувних регіонах Кривбасу та Західного Донбасу. Більшість сектору пов'язана з виробництвом сталі. Структурні проблеми, низька енергоефективність і екологічні проблеми переплітаються в цій галузі (Voitiuk et al., 2014). Загальне обслуговування та прибирання погані. Технології, які використовуються в більшості галузей, є застарілими та енергонеефективними. За останні два десятиліття на деяких заводах, побудованих у місті Дніпро (наприклад, металургійний комбінат «ІнтерПайп») та на підприємстві ПАТ Арселор Міттал (Кривий Ріг) створено сучасні цехи. Хімічна промисловість є більш різноманітною з точки зору виробництва, а її технологічні процеси в середньому не такі старі, як ті, що використовуються в сталеливарній промисловості (Babiy et al., 2003).

Перша порція даних аеротехногенного забруднення ґрунтів важкими металами у містах області була отримана у 2012-му році під час проведення рекогносцировочних досліджень у двох індустріальних містах (Дніпро і Кам'янське). У цьому випадку у перелік точок відбору проб ґрунту (крім постів спостереження забруднення атмосфери) були обрані: у місті Дніпро - ботсад ДНУ, у Кам'янському – сквер проспекту Свободи (1км від ДМК) та поля смт Царичанка, Царичанського району.

Результати оцінки вмісту важких металів у кислото розчинній витяжці з ґрунту наведені в таблиці 2. 3.

Найвищий рівень забруднення ґрунту важкими металами у місті Дніпро (порівняно з територією Ботанічного саду в якості відносного контролю) був відмічений в безпосередній близькості від металургійного заводу ім.Петровського . Індекс сумарного аеротехногенного забруднення (Z_c) ґрунту важкими металами для даної території був розрахований за вищенаведеними формулами (2.4 і 2.5). Кінцевий результат розрахунку має такий вигляд:

$$Z_c = (1,56+36+8,7+1,77+2,41+4,45+4,27-(7-1)) = 53,16$$

Табл. 2. 3

Вміст важких металів у ґрунті урболандшафтів м. Дніпро і Кам'янське, мг/кг

Метал	Ділянка 1	Ділянка 2	Ділянка 3	Ділянка 4	Ділянка 5
Дніпро					
Свинець	27,4	25,0	22,4	122,0	24,0
Кадмій	1,2	0,01	0,45	5,0	0,55
Нікель	20,3	22,0	11,0	49,0	9,63
Цинк	219,5	137,0	232,1	389,0	267,4
Мідь	16,4	35,0	26,3	143,0	38,3
Залізо	1001,6	1670,8	1508,3	1563,6	1308,3
Марганець	87,0	454,0	519,6	3135,0	449,6
Кам'янське					
Свинець	15,0	36,5	42,9	36,09	4,61
Кадмій	0,50	1,15	0,7	0,4	2,70
Нікель	8,6	6,2	6,7	8,0	6,89
Цинк	67,1	258,5	230,9	59,9	120,2
Мідь	10,3	27,69	14,4	7,4	21,92
Залізо	584,2	4553,4	2145,9	1177,8	1393,0
Марганець	563,13	1598,55	1338,53	494,56	706,64

Дніпро, діл. 1 – ботсад ДНУ; діл. 2 – парк Шевченко; діл. 3 – вул. Філософська.; діл. 4 – пр. Івана Мазепи.; діл. 5 – пр. Героїв; Кам'янське діл. 1 – село Царичанка (оранка), діл. 2 – пр. Гімназичний; діл. 3 – пр. Свободи. 28^а; діл. 4 – пл. Визволителів; діл. 5 – пр. Перемоги, 77^б

Зважаючи на те, що Z_c за абсолютним значенням перевищує лімітуючий рівень 32, відповідне техногенне навантаження може бути охарактеризоване як «загрозлива ситуація». Найвищий рівень забруднення ґрунту важкими металами в м. Кам'янське (у порівнянні зі станом забруднення орних земель в с.м.т Царичанка, узятих в якості відносного контролю) був зафіксований також у безпосередній близькості від металургійного комбінату ДМК. Коефіцієнт Z_c для ділянки у сквері на проспекту Гімназичний (біля монументу Прометею) склав 16. Якщо для розрахунку Z_c в якості контролю брали показники забруднення ґрунту в ботанічному саду, то значення Z_c склало 20. Отже, виходячи з отриманих оцінок можна характеризувати забруднення ґрунту біля ДМК як порівняно загрозливе. Оцінка комплексного впливу аеротехногенного забруднення ґрунту на функціональний стан чотириденних проростків редиски була зроблена для деяких тестових ділянок міста Дніпро (табл. 2.4). Порівняння даних не виявило суттєвих відмінностей за показниками довжини та маси пагону, вирощених на водних витяжках ґрунту із різних тестових ділянок.

Показники біомаси відносини корінь/пагон досліджуваних ділянок біля ПНЗ знаходилися в межах 0,36-0,48, Це на 10-30 % у порівнянні з показниками ґрунту ботанічного саду ДНУ ім. Гончара.

Табл. 2.4

Морфо-фізіологічні індекси чотириденних паростків редиски, вирощених на водних витяжках ґрунту з різних тестових ділянок м. Кам'янське

Орган рослини	Ділянка відбору проб ґрунту				
	пр.Івана Мазепи	вул.Філософська	парк Шевченко	пр.Героїв	Ботсад
Довжина, мм					
Коріння	55,2	54,2	55,4	49,8	51,5
Паросток	39,3	35,9	38,0	45,7	35,2
Відношення, К/П	1,40	1,51	1,46	1,09	1,46
Маса рослини мг					
Коріння	145,0	147,0	134,0	135,0	135,0
Відношення, К/П	0,47	0,36	0,44	0,48	0,53
Концентрація білку, мг/мл					
Коріння	2,20	3,76	2,32	2,20	2,52
Паросток	59,4	53,8	51,1	63,5	64,1
Активність пероксидази, умовні од. опт.од. пл/ г · сек					
Коріння	8,28	17,46	11,52	20,76	9.18
Паросток	8,25	9,90	21,45	21,78	28.05

Очевидно, що висока буферна ємність чорнозему (Kharytonov et al., 2007) грає стабілізаційну роль, нівелюючи негативний вплив техногенного забруднення ґрунтів важкими металами. Присутність токсичних інгредієнтів у ґрунті досліджуваних дослідних ділянок з постів спостереження забруднення призводить до відчутного негативного впливу на метаболізм протеїну спричиняю чого зниження вмісту білку у паростках редису на 25%. Активність пероксидази в паростках, вирощених на водних витяжках з проб ґрунту, мала найбільше відрізнєння відібраних у ботанічному саду та парку Шевченка з пробами, відібраними біля ПНЗ, розташованих біля металургійного заводу Петровського та вул.Філософській. Подібне за принципом відбору дослідження комплексного впливу аеротехногенного забруднення ґрунту на функціональний стан чотириденних проростків редиски була зроблена для деяких тестових

ділянок м. Кам'янське (табл. 2.5). Показники біомаси щодо відношення корінь/паросток досліджуваних ділянок з різних тестових ділянок міста Кам'янське знаходились в межах 0,66-0,75, що свідчить про менше пригнічення кореневої системи, ніж в ділянках з міста Дніпро.

Табл. 2.5

Морфо-фізіологічні індекси чотириденних проростків редиски, вирощених на водних витяжках ґрунту з різних тестових ділянок м. Кам'янське

Орган рослини	Ділянка відбору проб ґрунту			
	пр.Гімназичний	пр.Свободи	пл.Визволителів	пр.Перемоги
Довжина, мм				
Коріння	53,8	64,2	49,1	62,0
Паростки	36,4	38,2	35,0	42,0
Відношення, .К/П	1,48	1,68	1,40	1,48
Маса рослини, мг				
Паростки	100,0	110,0	109,0	113,0
Відношення, .К/П	0,69	0,75	0,66	0,69
Концентрація білку, мг/мл				
Коріння	2,76	1,80	2,84	2,48
Паростки	50,8	53,3	64,0	73,2
Активність пероксидази, умовні од. опт.од.. пл/ г · сек				
Коріння	23,82	7,98	18,87	14,82
Паростки	5,28	14,52	12,21	28,71

Концентрація білку у паростках тестових ділянок м. Кам'янське підвищилась у 1,5 рази у відповідності із збільшенням їх відстані від металургійного заводу ДМК до 5-7 км (рис.2.37).

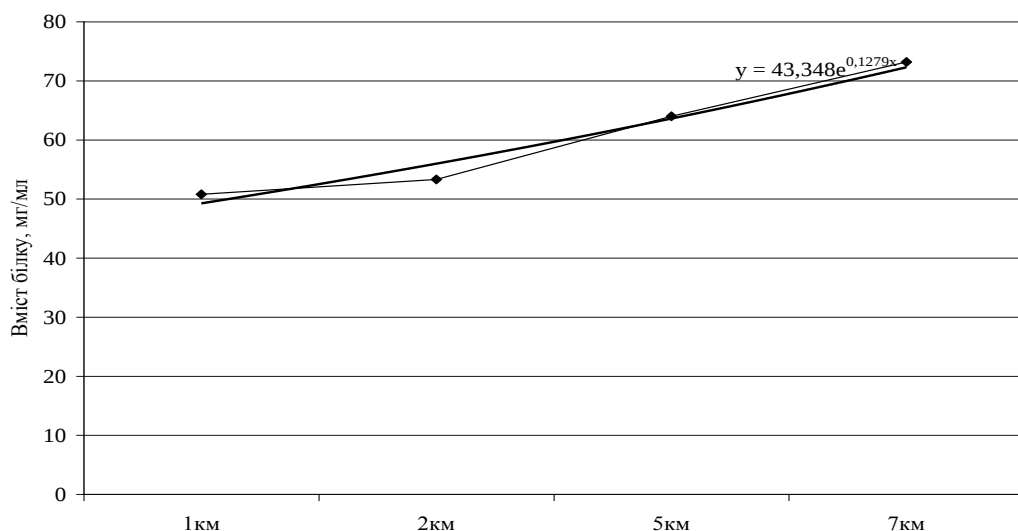


Рис. 2.37. Вміст білку в паростках редису, відібраних на різних відстанях від джерела забруднення, мг/мл

Схожа залежність була визначена також і за рівнем пероксидазної активності в паростках (табл. 2.5). Зниження активності пероксидази в 3,5 - 5,5 рази в паростках редису вирощених на водних витяжках ґрунту, відібраних біля ДМК та площі Визволителів. Аналіз даних щодо визначення активності пероксидази в органах тестових рослин редиски виявив як збільшення, так і зменшення питомої активності окисно-відновного ферменту. Пригнічення активності пероксидази свідчить про значний токсичний вплив токсикантів на формування проростків.

Оцінка впливу сумарного аерогенного забруднення на функціональний стан 4-х денних сходів редиски виконано на прикладі усіх 9-ти тестових ділянок в обох індустріальних агломераціях (табл. 2.6).

Табл. 2.6.

Ізоферментний спектр пероксидази 4-денних проростків редису сорту «Френчпоп» при вирощуванні на витяжках з ґрунтів м.Дніпро і Кам'янське

рІ	Місця відбору ґрунту								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
корені									
4,50	-	-	-	сліди	-	+	+	-	+
4,53	+	+	+	+	++	+++	++	++	+
4,55	-	-	-	-	сліди	-	сліди	сліди	сліди
4,60	-	-	-	-	-	+	сліди	сліди	сліди
4,70	-	сліди	сліди	сліди	+++	-	++	+	++
4,80	+	+	++	++	+++	+++	++++	++++	+++
4,95	-	-	-	-	+	сліди	+	+	+
5,15	-	+	+	+	+	+	+	+	+
5,30	+	+	+	+	+	++	+	+	+
паростки									
4,49	++	+	сліди	+	+	-	сліди	++	+
4,54	++++	+++	++	++++	++++	+	+	++	+++
4,56	+	-	+	+	+	+	-	-	-
4,60	+	+	-	+	+	+	-	+	+
4,65	+	сліди	+	+	+	+	-	+	+
4,80	+++	+++		+++	+++	+++	+++	+++	+++
4,85	-	сліди	сліди	+	+	-	-	-	-
5,00	-	-	++	сліди	+	+	-	-	-
5,05	-	сліди	сліди	+	+	+	-	-	-

Примітка: м.Дніпро: 1 – бот.сад; 2 – парк. Шевченко; 3 – вул. Філософська; 4 – пр. Іана Мазепи; 5 – пр. Героїв; м. Кам'янське 6 – пр. Гімназичний(1 км от ДМК); 7 – пл. Визволителів; 8 – пр. Свободи; 9 – пл. Визволителів; Активність ізопероксидази: “-” – відсутня; “сл.” – сліди; “+” – дуже слабка; “++” – слабка; “+++” – сильна; “++++” – дуже сильна.

Аналіз отриманих результатів показав, що ензімограма пероксидази

коренів і паростків має деякі відміни за загальною активністю. В коренях зареєстровано по 6 ізоформ пероксидази з pI 4,5-5,3. Кількість ізоферментів у паростках в діапазоні 4.49-5.05 сягає 9. Найвищу активність ферменту в коренях редису, вирощеного на ґрунтах, відібраних у Кам'янському (на ПСЗ пл.Визволителів та пр. Перемоги) мала ізоформа з pI 4,8. Значна гетерогенність білків ізопероксидаз 4-денних коренів паростків редиски відзначена на ґрунтах з великим рівнем забруднення важкими металами. Встановлено, що активність ізоферментів з pI 4,54 та 4,8 у паростках, вирощених на ґрунтах з проспектів Івана Мазепи та Героїв (м.Дніпро) була дуже сильною. Це свідчить на користь здатності ферменту пероксидаза до окисно-відновлювальних процесів.

Проведені у 2012-му році дослідження набули подальшого розвитку при вивченні аеротехногенного забруднення ґрунтів двох промислових агломерацій у 2013-му році. Для визначення впливу аеротехногенного забруднення на стан ґрунтів у м. Дніпро проби були відібрані біля ПСЗ №10, 20, 13, 25 (ділянки 1-4). Для деталізації визначення впливу головного забруднювача довкілля у місті Кам'янське проби ґрунту відбирали у безпосередній близькості від прохідної металургійного комбінату ДМК (у сквері, пам'ятник Прометею, ділянка 2) та біля ПСЗ № 3, 4 і 2 (ділянки 1, 3, 4). Результати хімічного аналізу вмісту важких металів у кислоторозчинній витяжок із проб ґрунтів, які були відібрані на деяких тестових ділянках міст Дніпро і Кам'янське, наведені в табл. 2. 7.

Для узагальнення отриманих результатів проведено розрахунки рівня поліелементного забруднення ґрунтів. Визначення показника Z_c було проведено з урахуванням вмісту важких металів у кислоторозчинній формі витяжки з ґрунту (рис.2.38).

Згідно зазначеної градації екологічна ситуація забруднення ґрунтів важкими металами біля металургійних комбінатів у двох містах має тенденцію бути оціненою як «помірно небезпечна». У 2013-му році було проведено також біотестування проб ґрунтів, відібраних поблизу територій підприємств металургійного і коксохімічного виробництва міст Дніпро та Кам'янське.

Табл. 2. 7

**Вміст важких металів у ґрунті урбогених територій міст Дніпро і Кам'янське,
мг/кг**

Метал	Дніпро			
	Ділянка 1 (ПСЗ №10)	Ділянка 2 (ПСЗ №20)	Ділянка 3 (ПСЗ №13)	Ділянка 4 (ПСЗ №25)
Свинець	42,72	60,75	22,41	24,04
Кадмій	1,40	0,78	0,45	0,55
Нікель	9,62	11,03	10,99	9,63
Цинк	254,60	393,75	232,06	267,39
Мідь	25,57	29,89	26,32	38,29
Залізо	1563,64	1670,82	1508,29	1308,34
Марганець	681,91	591,29	519,61	449,63
	Кам'янське			
	Ділянка 1 (ПСЗ № 3)	Ділянка 2 (ДМК)	Ділянка 3 (ПСЗ № 4)	Ділянка 4 (ПСЗ № 2)
Свинець	36,09	36,48	42,90	4,61
Кадмій	0,39	1,15	0,71	2,70
Нікель	7,96	6,85	6,72	6,89
Цинк	59,90	258,54	230,92	120,24
Міь	7,43	27,69	14,36	21,92
Залізо	1177,77	4553,38	2145,87	1392,95
Марганець	494,56	1598,55	1338,53	706,64

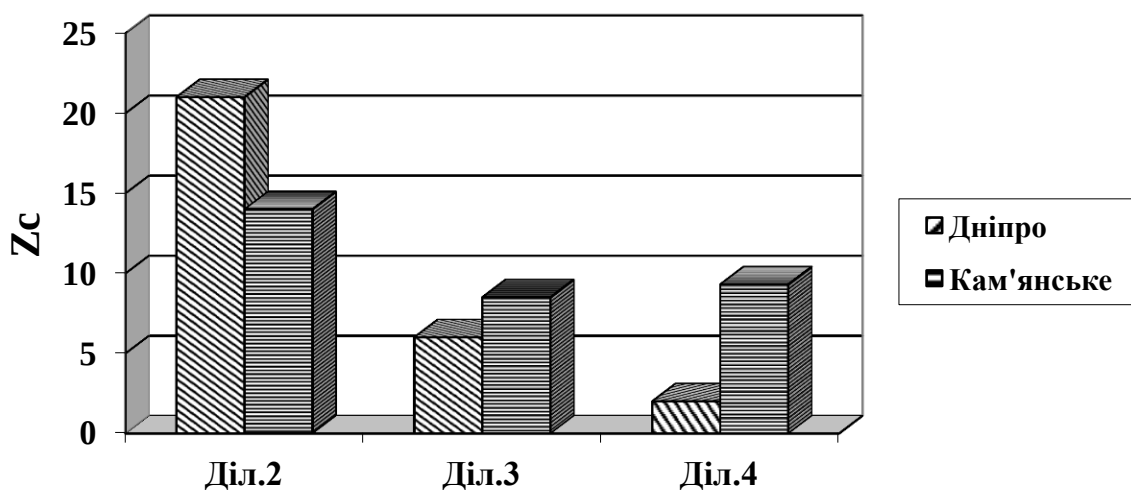


Рис.2.38. Сумарний показник забруднення ґрунтів важкими металами

Результати оцінки морфо-фізіологічних показників чотиридобових паростків редису сорту «Французький сніданок» після вирощування на витяжках з ґрунтів міста Дніпро наведена в табл. 2.8.

Табл 2.8.

Показники біотестування ґрунтів м. Дніпро

Орган рослини	Ділянка відбору проб ґрунту			
	Ділянка 1 (ПСЗ №10)	Ділянка 2 (ПСЗ №20)	Ділянка 3 (ПСЗ №13)	Ділянка 4 (ПСЗ №25)
Маса проростка, мг				
Паросток	105,3 ± 2,03	91,3 ± 5,04	87,3 ± 3,01	100,0 ± 7,01
Концентрація білку, мг/мл				
Корінь	2,60 ± 0,03	1,41 ± 0,05	2,32 ± 0,07	2,54 ± 0,02
Листя	1,65 ± 0,04	1,86 ± 0,11	1,42 ± 0,05	2,22 ± 0,08

Результати оцінки морфо-фізіологічних показників чотирьохдобових паростків редиски після вирощування на витяжках з ґрунтів м. Дніпро наведено в табл. 2.9.

Табл.2.9.

Показники біотестування ґрунтів м. Кам'янське

Орган рослини	Ділянки відбору зразків ґрунту			
	Ділянка 1 (ПСЗ № 3)	Ділянка 2 (ДМК)	Ділянка 3 (ПСЗ № 4)	Ділянка 4 (ПСЗ № 2)
Маса пагона, мг				
Паросток	81,2 ± 9,05	61,3 ± 4,11	65,6 ± 3,21	56,0 ± 2,03
Концентрація білку, мг/мл				
Корінь	2,32 ± 0,06	2,41 ± 0,10	2,44 ± 0,04	2,44 ± 0,03
Листя	1,20 ± 0,01	1,75 ± 0,05	2,58 ± 0,07	1,82 ± 0,13

Порівняльний аналіз даних таблиці 4.8 і 4.9 дозволяє виявити пряму залежність між ступенем забруднення і масою пагону. Зниження маси пагону ґрунтів міста Дніпро склало 15-21 %, а для міста Кам'янське – 25-45 %. Певною мірою, зміни в концентрації білка в коренях і листках знаходяться в зворотній залежності від маси пагону.

Оцінка сумарного впливу аеротехногенного забруднення на функціональний стан 4-х денних сходів редиски виконано на прикладі усіх 9-ти тестових ділянок в обох містах (табл. 2.10).

Табл. 2.10

Ізоферментний спектр пероксидази 4-денних проростків редису сорту «Французький сніданок» при вирощуванні на витяжках з ґрунтів міст Дніпро і Кам'янське

Значення рІ	Ділянки відбору проб ґрунту										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Корені										
4,50	-	-	-	-	-	сл.	-	+	+	-	+
4,53	+	+	+	+	+	+	++	+++	++	++	+
4,55	-	-	-	-	-	-	сл.	-	сл.	сл.	сл.
4,60	-	-	-	-	-	-	-	+	сл.	сл.	сл.
4,70	+	-	сл.	сл.	сл.	сл.	+++	-	++	+	++
4,80	++++	+	+	+	++	++	+++	+++	++++	++++	+++
4,95	++	-	-	-	-	-	+	сл.	+	+	+
5,15	++	-	сл.	+	+	+	+	+	+	+	+
5,30	+++	+	+	+	+	+	+	++	+	+	+
	Паростки										
4,49	-	++	-	+	сл.	+	+	-	сл.	++	+
4,54	+	++++	+	+++	++	++++	++++	+	+	++	+++
4,56	-	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-
4,60	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+
4,65	сл.	+	+	сл.	+	+	+	+	-	+	+
4,80	++	+++	++	+++		+++	+++	+++	+++	+++	+++
4,85	-	-	+	сл.	сл.	+	+	-	-	-	-
5,00	-	-	+	-	++	сл.	+	+	-	-	-
5,05	-	-	+	сл.	сл.	+	+	+	-	-	-

Примітка. 1 – вода; 2 – бот.сад; 3 – Царичанський район; м. Дніпро: 4 – парк. Шевченко; 5 – вул. Філософська; 6 – пр. Івана Мазепи; 7 – пр. Героїв; м.Кам'янське: 8 – 1 км від ДМК; 9 – пл. Визволителів; 10 – пр.Перемоги; 11 – пр. Свободи. Активність ізопероксидаз: “-” – відсутня; “сл.” – сліди; “+” – дуже слабка; “++” – слабка; “+++” – сильна; “++++” – дуже сильна.

У перелік проб при біотестуванні були включені проби ґрунту з ботсаду ДНУ, з с.м.т. Царичанка і вода (як відносний контроль). Дві зони, а саме з рІ 4,54 і 4,8 мали найвищу активність ензиму у паростках редису. Стабільний рівень активності також притаманний був для ізопероксидаз у коренях з рІ 5,3. Активність ізоферментів пероксидази мала оцінку сильна та дуже сильна у зразках редису, вирощеного на ґрунтах, відібраних в ботанічному саду ДНУ (Дніпро) та біля ПСЗ на пл.Визволителів та пр. Перемоги (Кам'янське). У нашому дослідженні, активність пероксидази в коренях та листках проростків редиски істотно розрізняється. Це зумовлено неоднорідністю техногенного забруднення досліджуваних територій. Отже, порівняльна оцінка ЕФ-спектрів показує, що різний рівень забруднення ґрунтів тестових ділянок, проявляється в

активній реорганізації в системі біосинтезу білка. Криворізький залізорудний басейн широко представлений підприємствами гірничодобувної і металургійної промисловості. Відомо, що підприємствами гірничо-металургійного комплексу в атмосферу постійно викидається понад 134 хімічних речовин.

Їх валовий обсяг перевищує 1 млн. 100 тис. т. в рік. З них, загальний об'єм оксидів азоту перевищує 29832,67 т., сполук сірки – 135438,31 т., бензолу – 1277,95 т., формальдегіду – 70,45 т., неорганічної пилу – 11075,35 т., оксидів заліза – 32846,69 т., а важких металів (включаючи свинець, марганець, хром, цинк та ін) – 350,55 т. (Карнаух та ін., 2007). Крім того, внаслідок виробничої діяльності гірничорудних підприємств у відвалах, розташованих в межах міста накопичено понад 6 млрд т. розкривних порід, а в хвостосховищах – 2,5 млрд тон дрібнодисперсних залізо-силікатних шлаків, які при сильних поривах вітру здатні до переміщення на відстань понад 70 км. Основний внесок у забруднення атмосферного повітря в Криворізькому залізорудному басейні вносять гірничо-збагачувальні комбінати, металургійне і коксохімічне виробництво. Однак, джерела викидів тут є організованими і, при належному відношенні, вони можуть бути забезпечені необхідним пилогазоочистним обладнанням. Більш складними є питання зниження викидів пилу і газу при відкритому видобутку залізних руд в кар'єрах (Зберовский, 1997). У цьому випадку джерела викидів пилу і газу є неорганізованими. Потрібен особливий підхід до вирішення питання зниження викидів кар'єрного пилу та нейтралізації шкідливих газів у кар'єрах (Zberovsky et al, 2006). Дані щорічного забруднення атмосфери міста Кривий Ріг діоксидом азоту і сірки за 3 року у порівнянні з ГДК представлені на рис. 3.39. При розгляді ступеню забруднення повітря криворізької індустріальної агломерації за 2012-2014р.р. можна відзначити реальний ризик перевищення 1 ГДК для NO₂ 1,5 - 1,7 рази. Ризик перевищення 1 ГДК по SO₂ поки відсутній.

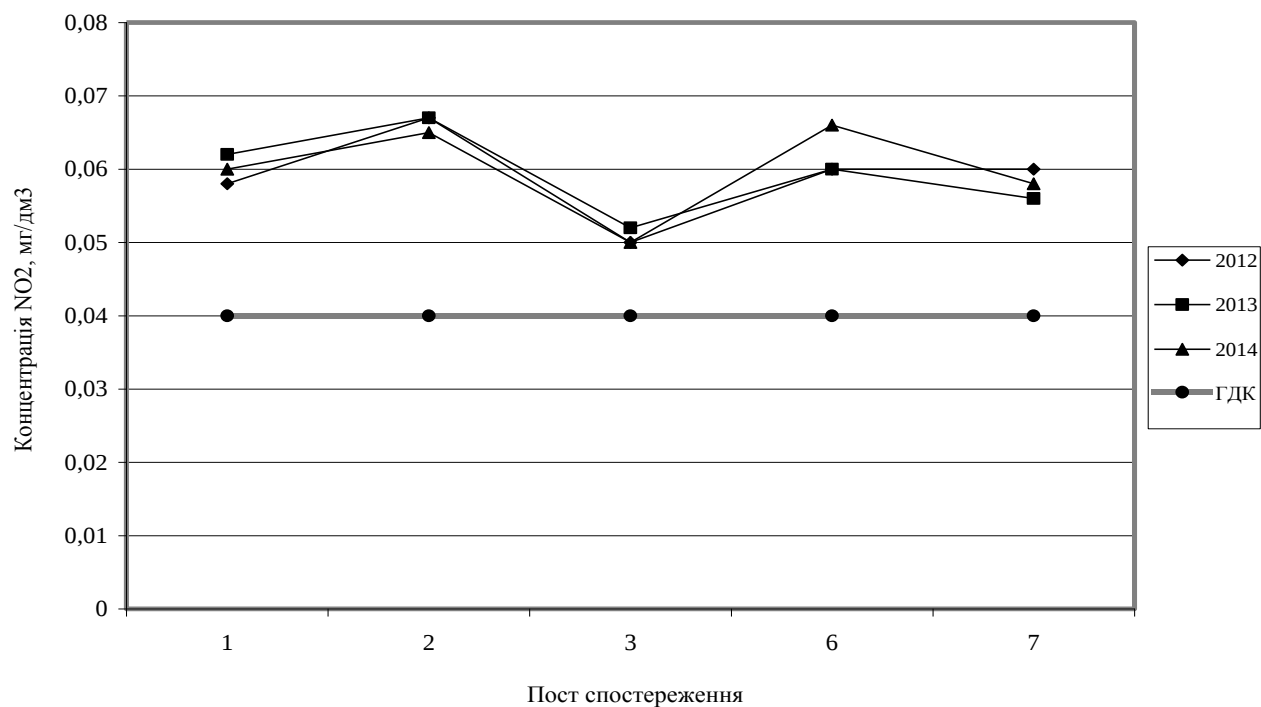


Рис. 2.39. Динаміка забруднення атмосфери міста Кривий Ріг діоксидами азоту за 3 роки (2012-2014рр)

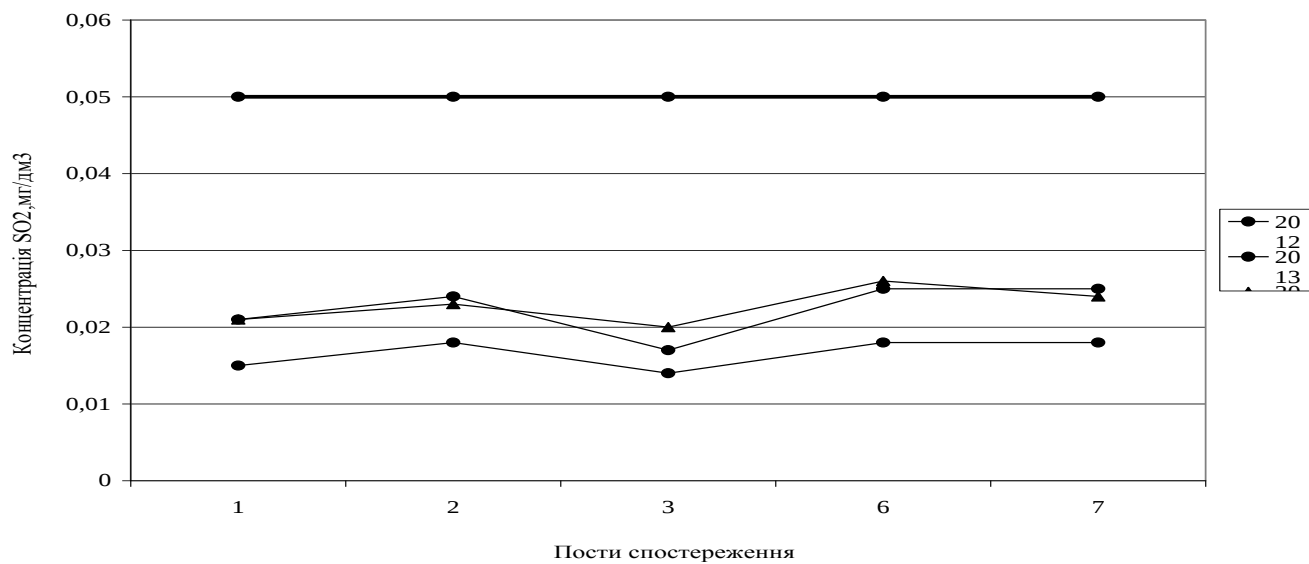


Рис. 2.40. Динаміка забруднення атмосфери м. Кривий Ріг діоксидами сірки за 3 роки (2012-2014рр)

Згідно карті забруднення приземного шару атмосфери діоксидом азоту підприємствами м. Кривий Ріг ситуація з забрудненням повітря діоксидом азоту є досить контрастною (рис. 2.41).

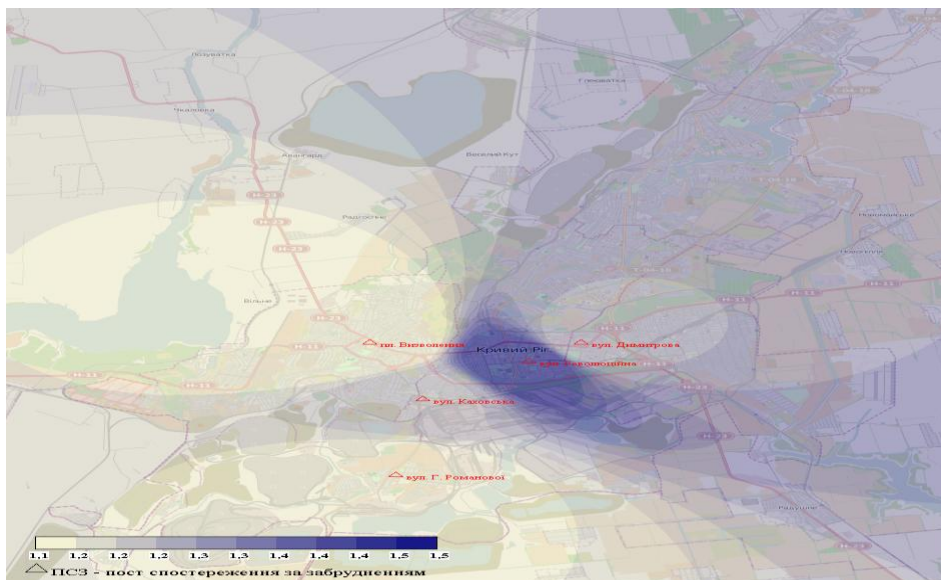


Рис. 2.41. – Карта забруднення атмосфери діоксидом азоту підприємствами міста Кривий Ріг, мг/м^3

Скупчення домішок діоксиду азоту на рівні відзначено в центральній частині міста, де розташовані металургійний (ПАТ АрселорМіттал) та два гірничо-збагачувальні комбінати. Наявність постійного надлишку в атмосфері NO_2 м. Кривий Ріг призводить до виникнення ризику кислотних дощів не тільки на зазначених територіях, а й на прилеглих сільськогосподарських угіддях. Інтерполяція трирічних даних з постів спостереження в трьох індустріальних містах дозволила побудувати карти забруднення атмосфери діоксидом сірки (рис. 2.42).

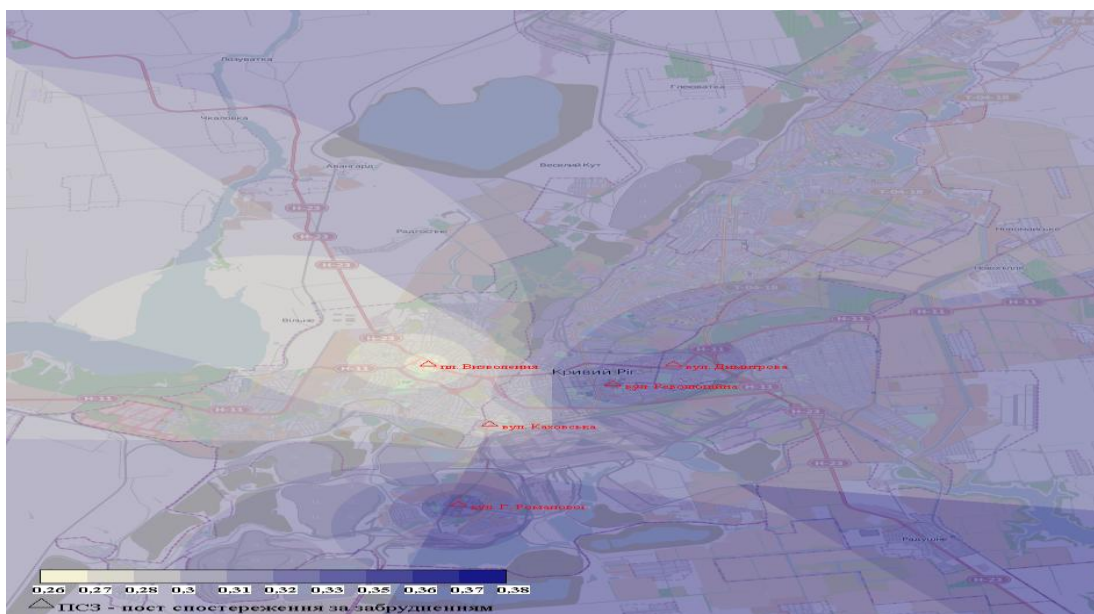


Рис. 2.42. Карта забруднення атмосфери діоксидом сірки підприємствами міста Кривий Ріг, мг/м^3

Беручи до уваги, що в місті Кривий Ріг за обліковий період переважали північний та східний напрямки вітру, але не суттєво, можна зробити висновок, що за рахунок змінних напрямків вітру і специфічному розташуванні міста сірчистий ангідрид розсіювався по всій території міста.

При наявності безлічі розосереджених джерел відбувається накладення окремих викидів і утворюється сумарний факел, який поширюється фактично над всією індустріальною агломерацією.

Карта оцінки ризику сукупного впливу NO_2 і SO_2 на атмосферу промислових підприємств міста Кривого Рогу показана на рисунку 2.43. Виходячи з даних рис. 2.43, загальний факел, сформований над містом Кривий Ріг шляхом злиття викидів численних підприємств, під дією вітру може поширюватися на відстані до декількох десятків кілометрів.

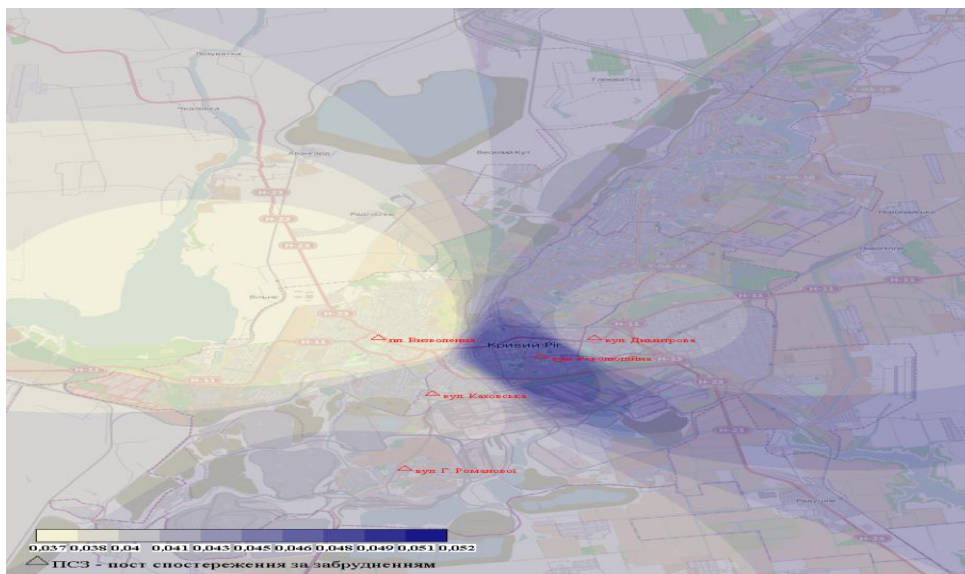


Рис. 2.43. Карта сукупного забруднення атмосфери двооксидами азоту і сірки підприємствами міста Кривий Ріг, мг/м^3

Просторова структура такого факела дуже складна, миттєві концентрації домішок в різних точках міста істотно відрізняються один від одного. Проте середні рівні забруднення повітря в результаті взаємодії багатьох факторів розрізняються несуттєво. При відсутності затримуючих шарів, за умов слабого руху повітря, токсичні домішки швидко піднімаються вгору.

2.3. Оцінка аеротехногенного забруднення ґрунтів в районах видобутку залізної, марганцевої руди та кам'яного вугілля

Відомо, що у Дніпропетровській області, саме гірничо-металургійний регіон Кривбасу визнано як найбільш ризиковий за впливом на довкілля (Палій, 2000). Найбільш потужним джерелом пило-газових викидів у повітря виявляються масові вибухи на кар'єрах. Результати експериментальних досліджень показали, що концентрація пилу в житлових масивах міста Кривий Ріг після масових вибухів може перевищувати гранично допустиму в 200 разів і сягає 60 мг/м^3 (Karnaukh and Lugovskoy, 2007). Обстеження здоров'я робітників, які працюють в кар'єрах, дало можливість виявити обумовлені виробничою діяльністю захворювання. У першу трійку профзахворювань входять хронічний бронхіт і силікоз легень (Зберовский, 1997). В результаті цього працююче населення регіону зазнає подвійного техногенного навантаження, яке обумовлено шкодою яка завдається їх організму за рахунок факторів виробничого (безпосередньо на робочому місці) та за місцем їх проживання. Запилення житлових масивів після масових вибухів може перевищувати ГДК в 200 разів. Ілюстрація розмірів пило-газової хмари та розташування кар'єрів на космічному знімку надана на рисунку 2.44.



Космічний знімок кар'єрів



Пило-газова хмара на кар'єрі

Рис. 2.44. Пило-газова хмара та розташування кар'єрів Південного ГЗК

Відомо, що хмари техногенного пилу утворюють контрастні та значні за

площею геохімічні аномалії у ґрунтах (Копач та Шварцман, 2001; Kharytonov et al., 2002; Копач та ін., 2007). Беручи до уваги усю наведену інформацію провели низку відборів зразків кар'єрного пилу на різній відстані від проведення вибухових робіт. Результати визначення вмісту заліза та марганцю у кар'єрному пилу наведені на рисунку 2.45.

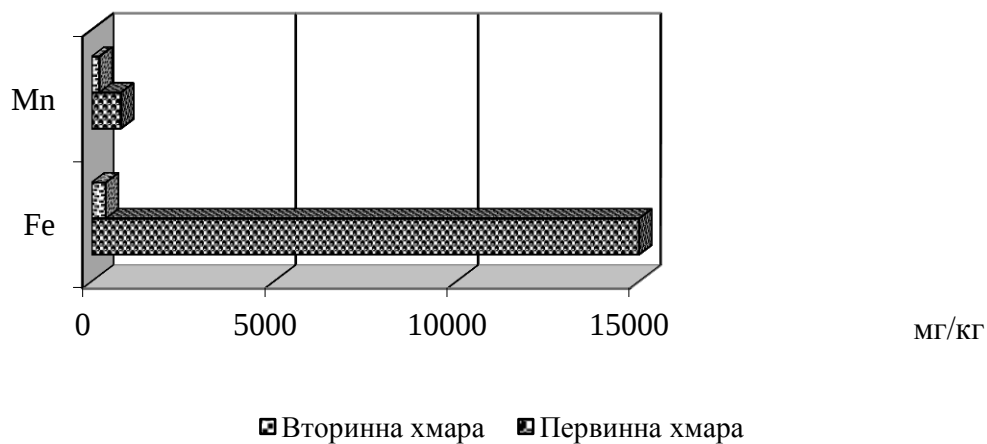


Рис. 2.45. Уміст заліза і марганцю у зразках кар'єрного пилу первинної та вторинної хмари

Результати визначення вмісту решти важких металів у кар'єрному пилу наведені на рисунку 2.46.

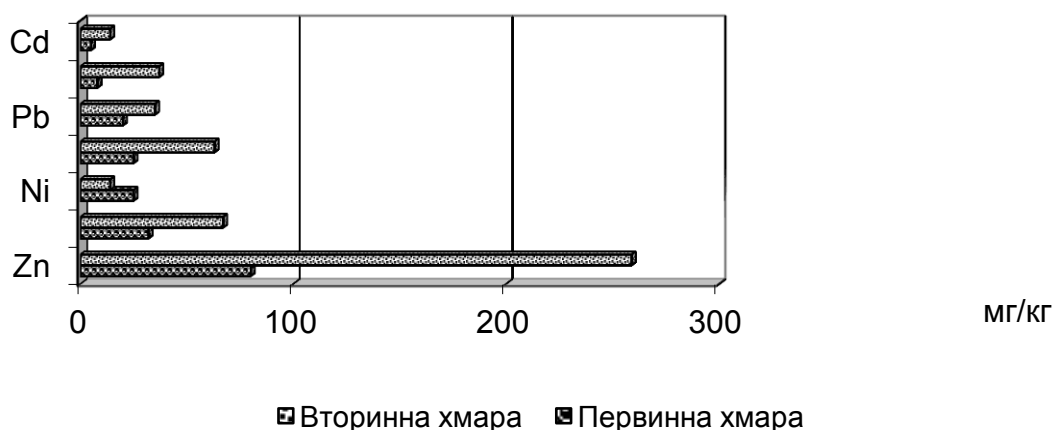


Рис. 2.46. Уміст важких металів у зразках кар'єрного пилу первинної та вторинної хмари

Як виходить із співставлення результатів підвищена кількість заліза і марганцю характерна для первинної хмари, а решти важких металів – для вторинної хмари. Результати обстеження забруднення ґрунтів Mn, Zn, Cu, Pb навкруги кар'єру з розробки залізної руди Південного ГЗК у Криворізькому

районі (на відстанях 1, 3, 5 та 10 км) за контрастними румбами (напрямами) наведені на рисунках 2.47-2.48.

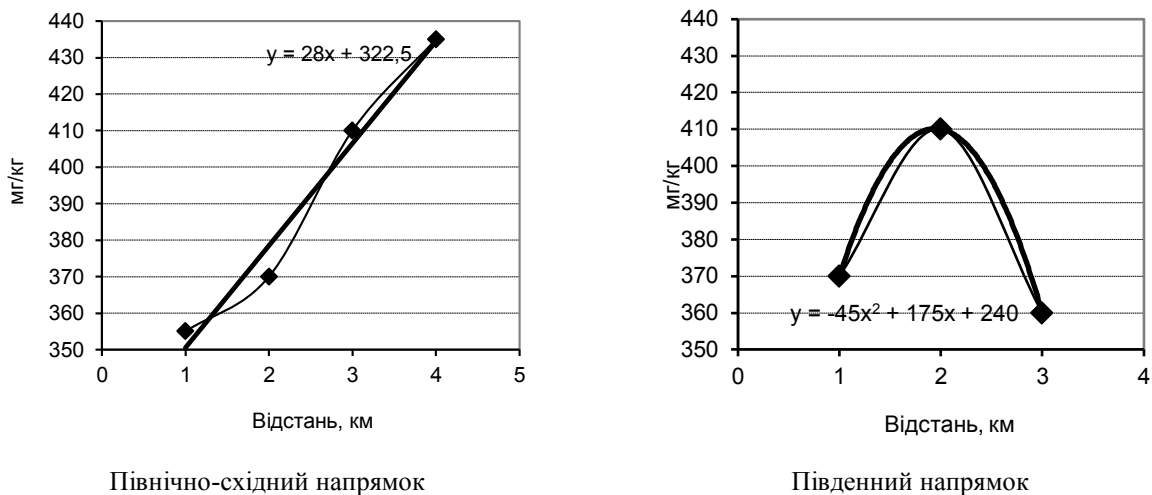


Рис. 2.47. Розподіл Mn у північно-східному та південному напрямку

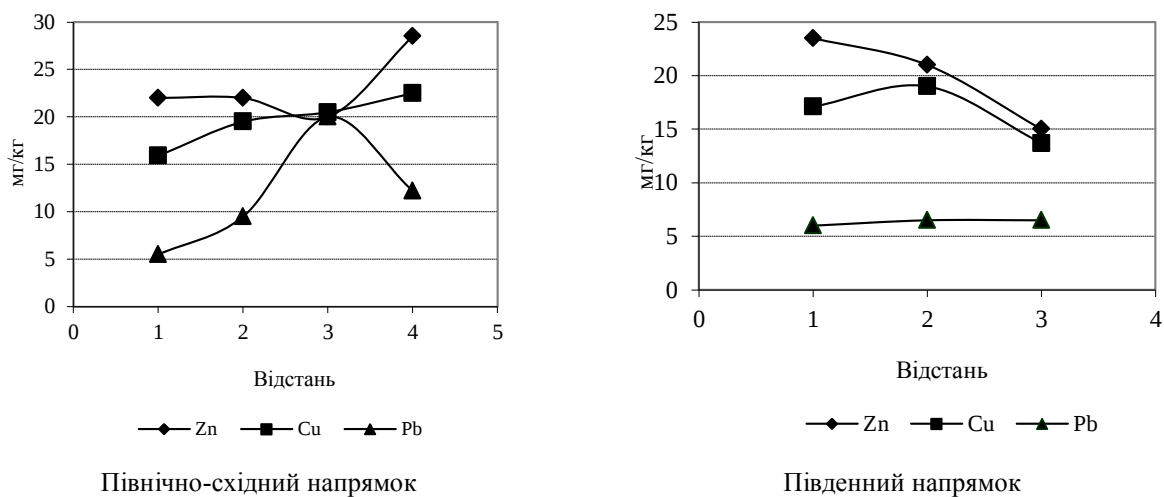


Рис. 2.48. Розподіл Zn, Cu, Pb у північно-східному та південному напрямку

Аналіз тенденції поширення важких металів у міру віддалення від джерела забруднення виявив деякі особливості. У північно-східному напрямку відзначено підвищення концентрації важких металів у ґрунтах, яке склало для марганцю – 8-23%, цинку – 28-34%, міді – 14-47%, а по свинцю – у 1,8-2 рази. У південному напрямку зафіксовано зниження концентрації марганцю, цинку та міді на відстані 10 км. Отримані вищенаведені дані узгоджуються з результатами вивчення розповсюдження газопилової хмари після вибуху на кар'єрі, які були виконані за допомогою гвинтокрилів на відстань до 10-12 км (Зберовский, 1997). В умовах антропогенного забруднення одним з

найуразливіших складових агроєкосистем ценозів є мікробіоценози та ферментні системи ґрунту, які вони виділяють. У зв'язку з цим провели дослідження ферментативної активності ґрунту у зразках що були відібрані на різній відстані від джерела техногенного забруднення після проведення вибухових робіт на кар'єрі залізної руди (рис. 2.49).

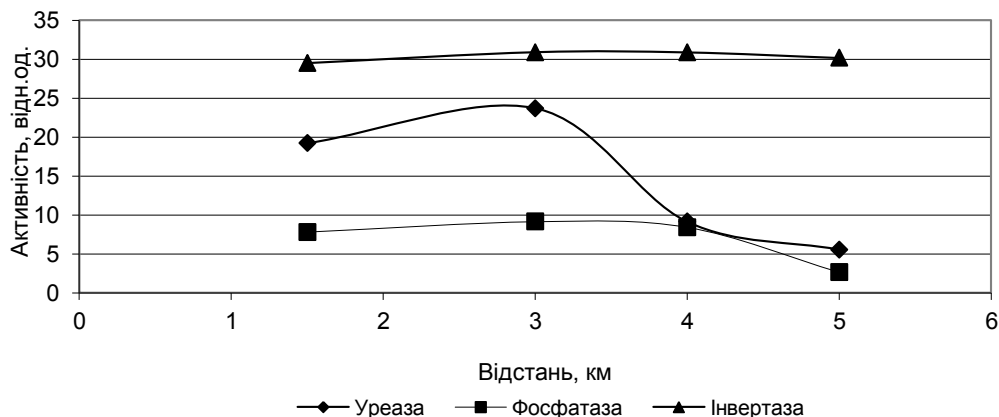


Рис. 2.49. Залежність ферментативної активності чорнозему від відстані до джерела забруднення кар'єрним пилом

Як виходить з аналізу отриманих даних активність уреазы та фосфатази найбільш суттєво пригнічується (майже в 3 рази) внаслідок забруднення ґрунту під впливом розповсюдження газопилової хмари. З урахуванням вмісту важких металів та активності ґрунтових ферментів були взяті для сумісної обробки на визначення інтегральної залежності між впливом вибухових робіт і відстанню від кар'єру (Рис. 2.50).

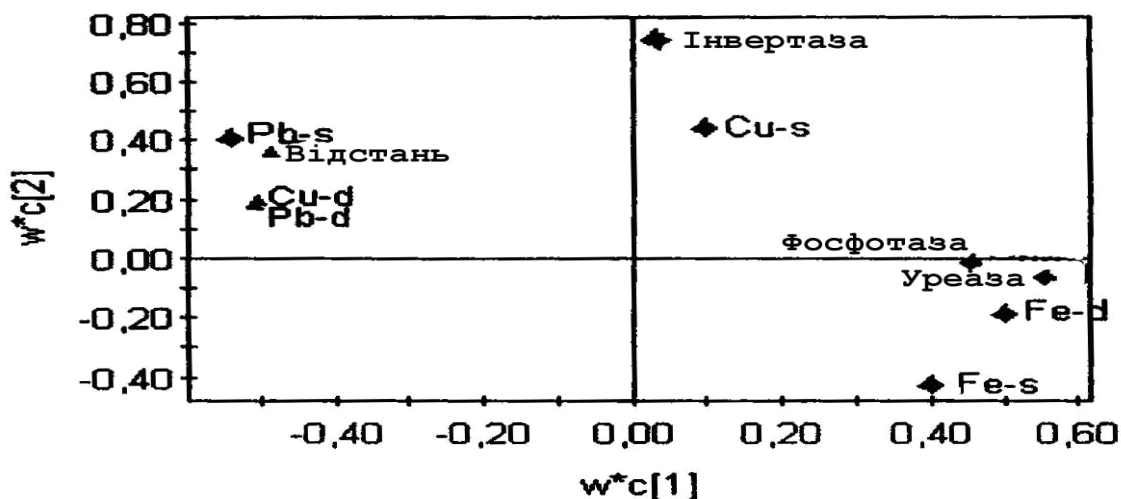


Рис. 2.50. Визначення інтегральної залежності між впливом вибухових робіт і відстанню від кар'єру

Уреазна і фосфотазна активність знаходяться у негативній залежності із відстанню від кар'єру та концентрацією міді та свинцю. Для більш наглядної оцінки особливостей аеротехногенного забруднення довкілля навкруги проведення вибухових робіт на залізрудних кар'єрах побудували карти забруднення ґрунтів важкими металами (рис. 2.51-2.52). Адміністративні карти Криворізького та Широківського районів з умовними позначками розміщення ГЗК дають можливість попередньої оцінки масштабу аеротехногенного забруднення сільськогосподарських угідь. Отримані дані дають додаткову підставу та підтримку інших досліджень щодо необхідності забезпечення державного моніторингу стану сільськогосподарських угідь у зоні антропогенної діяльності.

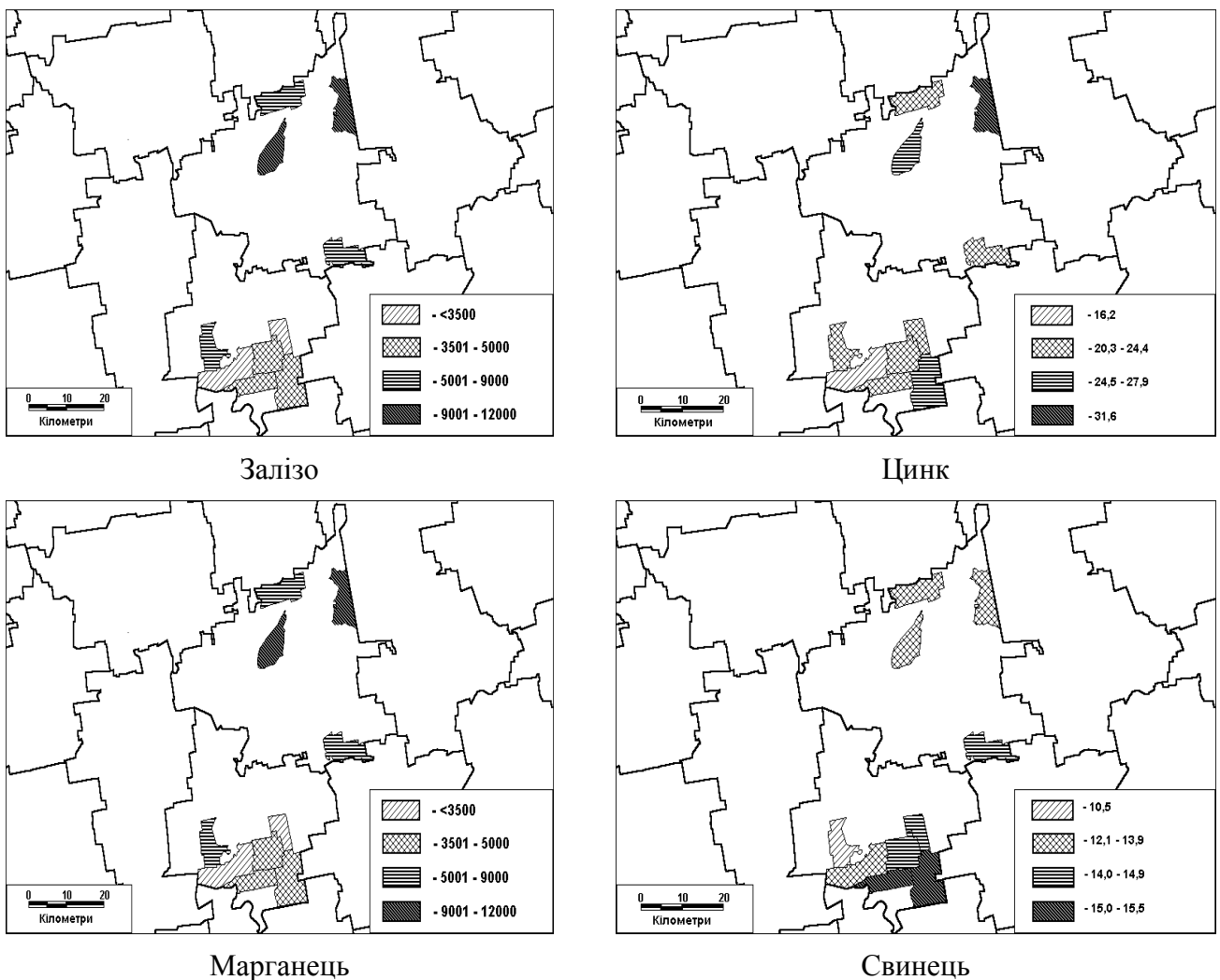


Рис. 2.51. Забруднення ґрунтів важкими металами внаслідок проведення вибухових робіт на залізрудних кар'єрах Кривбасу, мг/кг

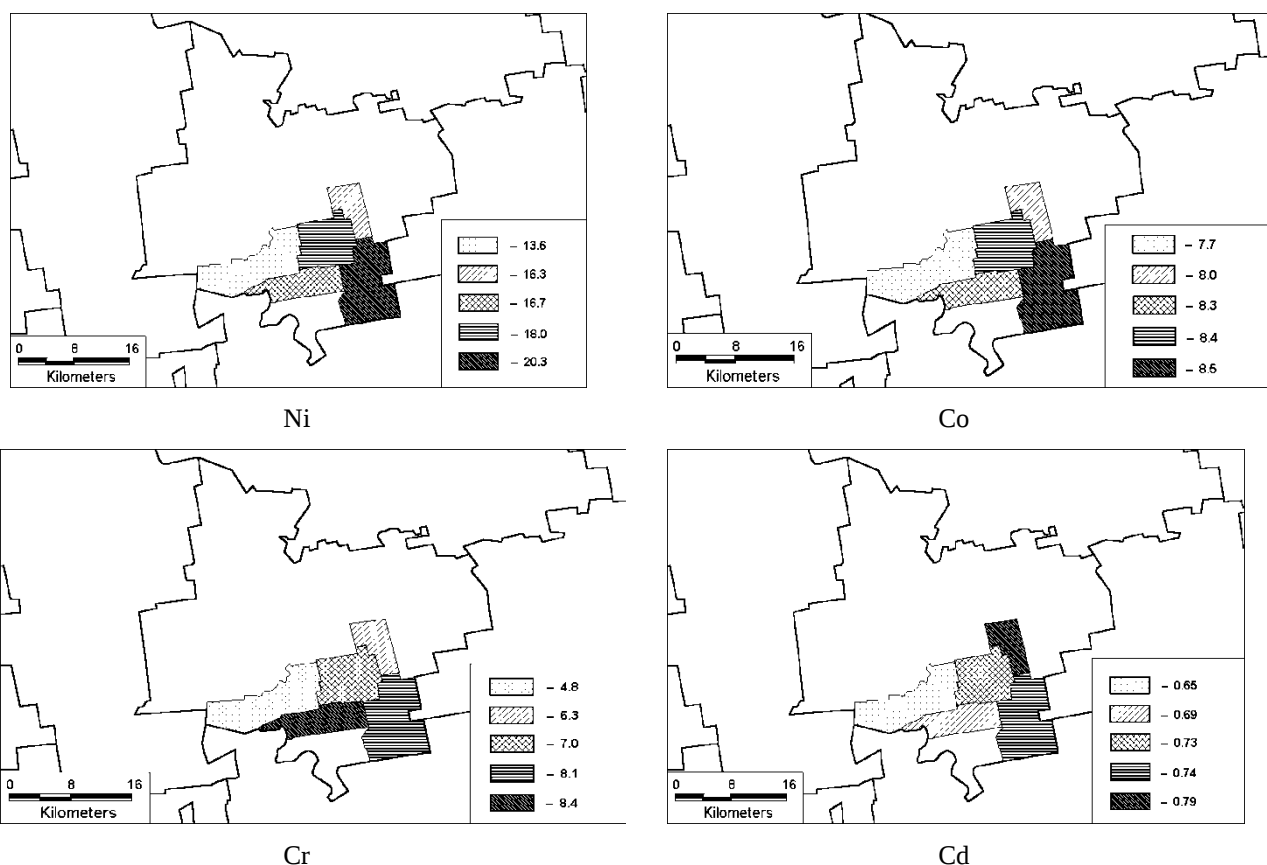


Рис. 2.52. Техногенне забруднення сільськогосподарських угідь поблизу Інгулецького ГЗК в Широківському районі

Порівняння отриманих даних стосовно забруднення важкими металами ґрунтів у деяких господарствах Широківського району дозволило прийти до висновку, що аеротехногенне забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь такими важкими металами як залізо, нікель та кобальт мало схожу картину. У певній мірі викритий факт може знайти пояснення, якщо урахувувати, що за хімічною міграцією залізо, нікель та кобальт мають тотожну геохімічну поведінку. У зв'язку з цим провели дослідження ферментативної активності техногенно забруднених ґрунтів у зоні дії Інгулецького ГЗК. Для цього у Широківському районі виділили два господарства з «низьким» та «середнім» рівнем техногенного навантаження важкими металами (рис. 2.53-2.54).

За результатами обстеження виділених територій Криворізького та Широківського районів на вміст важких металів була створена база даних.

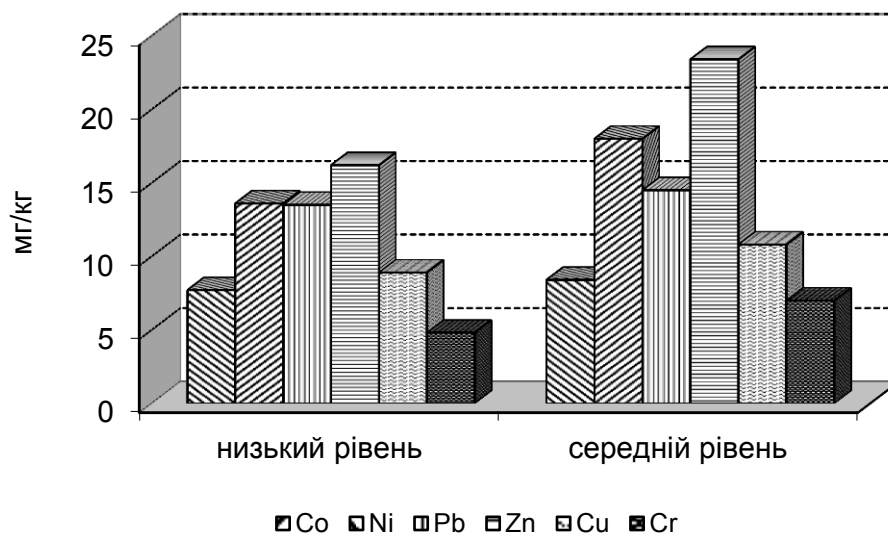


Рис. 2.53. Порівняння рівнів техногенного забруднення ґрунтів у двох господарствах в Кривбасі

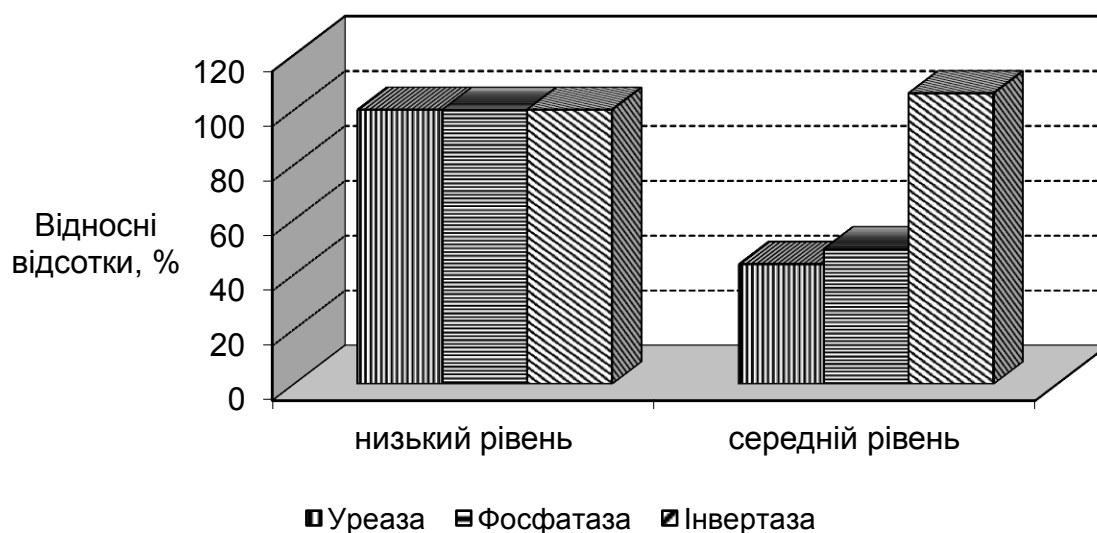


Рис. 2.54. Ферментативна активність ґрунту для двох рівнів техногенного забруднення у господарствах

Результати розрахунків сумарного показника забруднення ґрунтів важкими металами представлені на рис. 2.55 і 2.56. За результатами проведених досліджень рівень забруднення ґрунтів важкими металами в північній частині Кривбасу (Криворізький район) знаходиться між оцінкою «допустимий» і «загрозливий». Рівень забруднення ґрунтів південної частини Кривбасу (Широківський район) оцінюється як «допустимий».

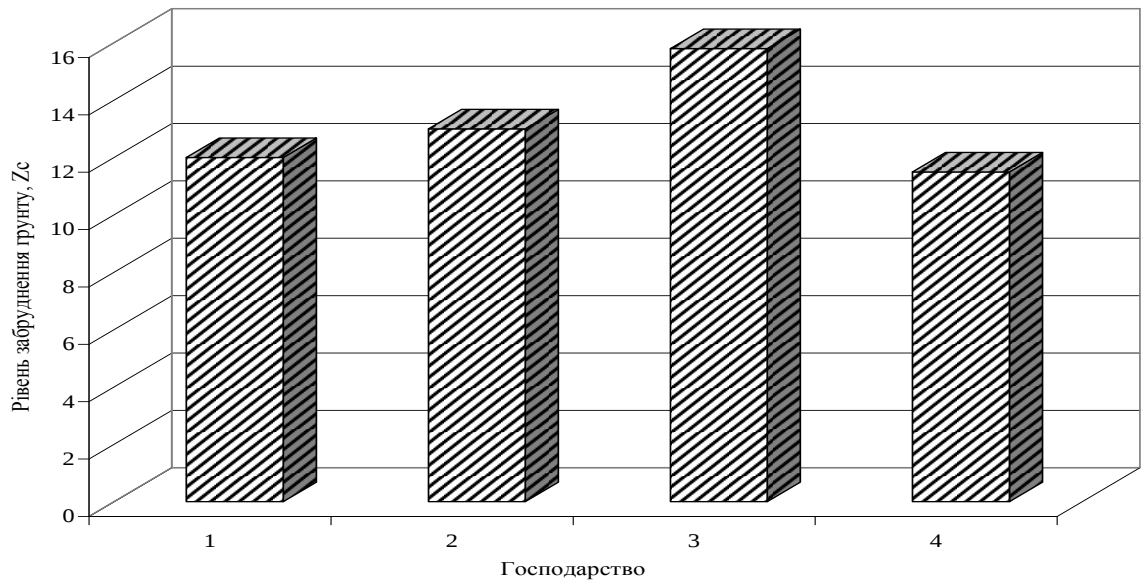


Рис.2.55. Забруднення ґрунтів важкими металами в Криворізькому районі

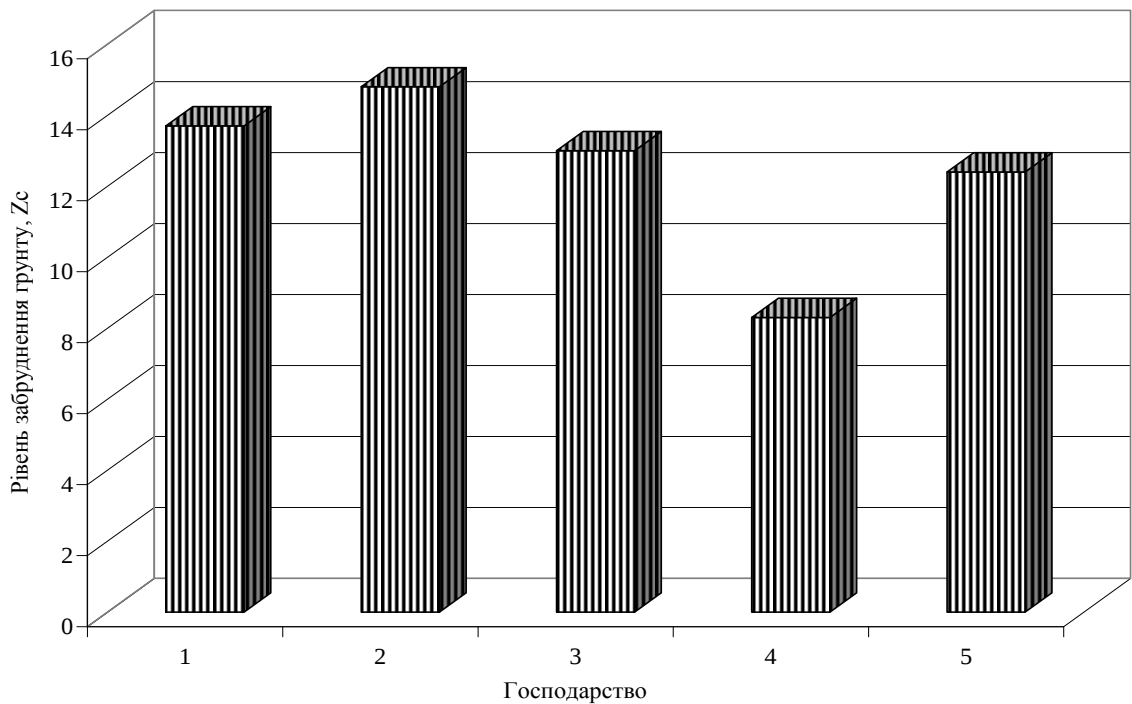


Рис.2.56. Забруднення ґрунтів важкими металами в Широківському районі

Таке розходження в оцінках ризику забруднення ґрунтів пов'язано з різною кількістю гірничозбагачувальних комбінатів (ГЗК). У північній частині Криворізького залізрудного басейну (Криворізький район) знаходяться три ГЗК, а в південній частині (Широківський район) – один Інгулецький ГЗК. Південний (п'ятий) ГЗК знаходиться на кордоні двох районів. Марганець є одним із найпоширеніших елементів у земній корі та широко поширений у ґрунтах, відкладеннях, скелях, воді та біологічних матеріалах (Zeng et al., 2009).

Це незамінний мікроелемент для всіх відомих живих організмів. Іони Mn (II) функціонують як кофактори для ряду ферментів вищих організмів. Mn необхідний для формування сполучної тканини та кісток, для росту, ембріонального розвитку та репродуктивних функцій. Основними джерелами антропогенного забруднення навколишнього середовища Mn є гірничі роботи і виробництво сталі (Kharytonov et al, 2003; Karnaukh & Lugovskoy, 2008). Згідно з даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, добове споживання марганцю в повітрі серед населення в районах, де немає виробництв, що викидають марганець, становить менше 2 мг/день. У районах з великими ливарними заводами споживання може зрости до 4-6 мг/день, а в районах, пов'язаних із феромарганцевою або кремнієво-марганцевою промисловістю, воно може досягати 10 мг/день з максимальними значеннями, що перевищують 200 мг/день.

Хронічне отруєння Mn є визнаною небезпекою для здоров'я, пов'язаною з видобутком і переробкою Mn руд (Arogunjo, 2007; Fang et al, 2009). Хоча найбільшим джерелом впливу Mn на людину є вода та їжа, додатковий вплив може відбуватися через повітря, забруднене викидами Mn. Отруєння Mn було пов'язане з порушенням рухових навичок, когнітивними розладами та метаболічними процесами (Wisniewska-Hejka et al., 1978; Solis-Vivanco et al., 2009)

Забруднення марганцем і його довгостроковий вплив на здоров'я дітей, які живуть у районах видобутку марганцю, викликають серйозне занепокоєння. Дослідження виконані сумісно з вченими Дніпровської медичної академії підтвердили, що діти, які живуть у регіоні з підвищеним впливом Mn на навколишнє середовище, мають симптоми хронічної токсичності Mn (Duka et al., 2011). Конкретними цілями були: (1) оцінити екологічне навантаження Mn в українських районах, розташованих поблизу розробок марганцевої руди, (2) оцінити ризик забруднення навколишнього середовища Mn для здоров'я дітей, які проживають поблизу. Дані були отримані з вибірки дітей, які проживають в українському регіоні, де активні роботи з видобутку Mn (поблизу міст Покров

та Марганець Дніпропетровської області). Ці дані порівнювали з обстеженнями дітей, які проживають на території екологічно нейтрального Самарівського району Дніпропетровської області, району, який виступав як контрольний, де розташовані медичні та оздоровчі заклади. Усі діти, які взяли участь у дослідженні, були з однаковим соціально-економічним статусом. Вони мали однакове сонячне світло. Вони проводили щонайменше 8 годин щодня, 5 днів на тиждень у дитячих закладах, і протягом цього часу щонайменше двічі однаково харчувалися.

Проби ґрунту, відібрані поблизу марганцеворудної агломераційної фабрики та шламосховища переробленої марганцевої руди було досліджено в лабораторії екотоксикології ДДАЕУ. Ґрунт збирали на глибині 0 - 10 см і на відстанях 0,1 0,2, 0,5 і 1,5 2 км від рудної агломераційної фабрики та сховища відходів у напрямку переважаючих вітрів у цьому районі. Кожен зразок ґрунту був сформований шляхом об'єднання щонайменше п'яти зразків ґрунту, зібраних з різних місць на визначених ділянках. Зразки ґрунту були підготовлені для хімічного аналізу з використанням екстракції важких металів в амонійно-ацетатному буфері (рН 4,8). Атомно-абсорбційна спектрофотометрія була використана для виявлення концентрації металів у зразках ґрунту та для вимірювання вмісту важких металів у зразках волосся 166 випадково відібраних дітей із зони забруднення марганцем та 56 контрольних дітей з контрольної області. Аналіз мікроядер (mNUC) у буккальних клітинах для цитогенетичного моніторингу використовувався для оцінки загального мутагенного фону у випадково відібраній групі з 56 дітей з регіону видобутку та 23 дітей з контрольного регіону. Цей тест використовувався для виявлення мутагенів навколишнього середовища, як описано раніше (Gorovaia et al., 2005).

Розподіл Mn, Zn і Cu в пробах ґрунту, відібраних поблизу Mn рудного агломераційного комбінату та сховища відходів марганцю, наведено в таблицях 2.11 і 2.12. І Zn, і Cu були обрані як показники для порівняльної оцінки. Чорнозем степу використовувався як міра контролю рівня Mn і становив у

середньому 220 мг Mn/кг ґрунту.

Аеротехногенне забруднення у зоні видобутку і переробки марганцевої руди Нікопольського марганцеворудного родовища пов'язане, поперед усе, з дією аглофабрик (рис. 2.57).

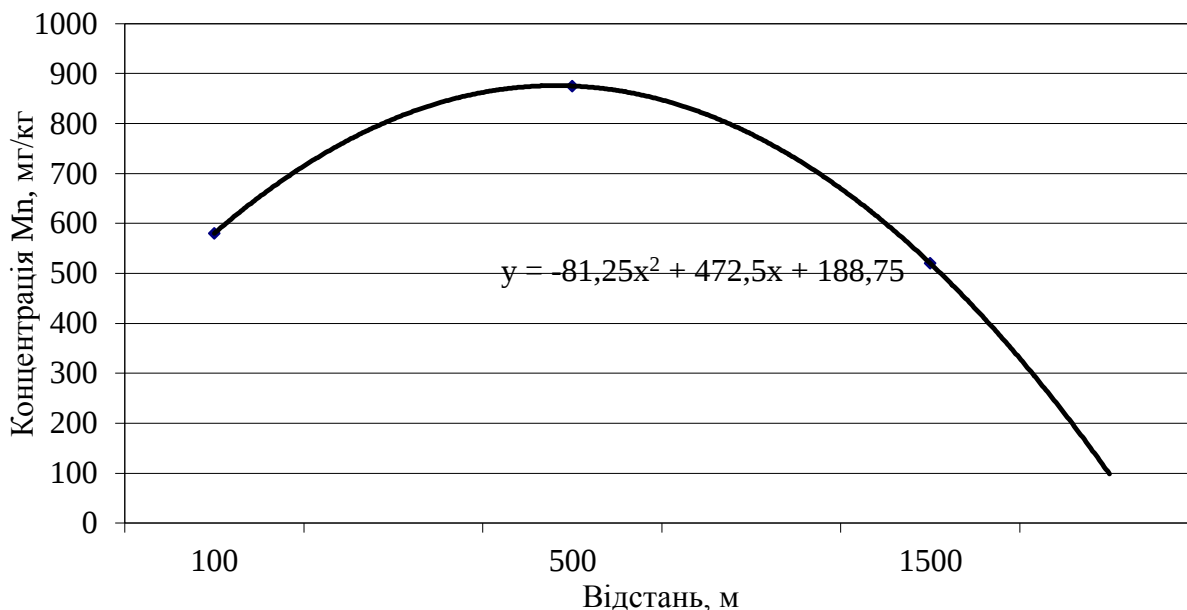


Рис. 2.57. Аеротехногенне забруднення ґрунту марганцем навкруги аглофабрики

Найбільший вміст марганцю був зафіксований на відстані 500 м, а заліза – на 1500 м. Отримані дані про техногенне забруднення ґрунтів в районі аглофабрики заслуговують до уваги ще й тому, що прилегла місцевість віддана для освоєння під городи місцевими мешканцями. Результати визначення вмісту Mn, Zn та Cu в поверхневому шарі чорнозему на різній відстані шламосховища переробленої марганцевої руди наведені в таблиці 2.11.

Табл. 2.11.

Розповсюдження Mn, Zn та Cu у верхньому шарі (0 - 10 см) орних земель, що знаходяться поблизу сховища марганцевих руд, мг/кг

Субстрат, ґрунт	Відстань від шламосховища	Mn	Zn	Cu
Шлам марганцевої руди	0	700±23	11,0±2,2	11,3±0,3
Чорнозем,	0,2км	467±10	22,2±1,2	14,3±0,2
Чорнозем,	2км	467±5	19,5±1	14,3±0,4

Отже рівень забруднення марганцем досліджуваної території значно перевищував контрольну.

Середній рівень mNУC у клітинах дітей, які проживали в зоні ураження Mn, був у 5,8 раза вищим, ніж у контрольній групі (табл. 2.12).

Табл. 2.12.

Оцінка сумарного мутагенного фону середовища м. Марганець за mNУC-тестом у клітинах слизової оболонки ротової порожнини дітей дошкільного віку

Територія проживання за рівнем забруднення марганцем	Кількість дітей	mNУC-індекс/клітина
Забруднена	56	0.0709 ± 0.008
Не забруднена	23	0.01290 ± 0.009

Вимірювання mNУC прийнято як показник хронічної мутагенної активності. Це економічно ефективний, неінвазивний метод виявлення цитогенетичних пошкоджень у дітей, які зазнали впливу. Мікроядра в злущених буккальних клітинах виникають під час мітозу базального шару епітелію як екстрахромосомні частинки ДНК, коли фрагменти хромосом або цілі хромосоми відстають і не можуть бути включені в основні ядра дочірніх клітин (Majer et al., 2001). Утворення мікроядер індукують речовини, що викликають розрив хромосом (кластогени), а також агенти, що впливають на веретеноподібний апарат (аневгени). Збільшення кількості клітин з mNУC може бути ознакою генетичного пошкодження клітин людини та відображати мутагенний вплив навколишнього середовища (Liu et al, 2009). Серед 683 дітей у регіоні видобутку марганцевої руди 53% мали диспропорційний ріст (відхилення від нормального зросту: таблиці ваги), а 33% мали рахітоподібні деформації скелета проти 15% у контрольній зоні (Duka et al., 2011). Підвищена кількість mNУC у дітей дошкільного віку з районів видобутку Mn викликає занепокоєння. Це показує, що вплив Mn пов'язаний зі збільшенням пошкодження ДНК порівняно з контрольною популяцією.

Діяльність великої кількості промислових підприємств вугледобувного району Західного Донбасу призводить до формування техногенних аномалій

забруднення атмосфери, зумовлених пиловими викидами вугільних теплоенергетичних об'єктів (Kolesnik *et al*, 2016). Вугілля і шахтні породи містять значну кількість важких металів і рідкоземельних елементів. Осідаючи на поверхню землі, вони утворюють нерозчинні сполуки і накопичуються у верхніх частинах ґрунтового покриву.

Місто Павлоград розташоване між річками Самара і Вовча. Досліджувана територія належить до північно-східного схилу Українського кристалічного масиву і простягається вздовж південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини. З півдня на північ місто перетинає річка Вовча (понад 2,85 км). Річка Самара є урочищем з північного сходу. Також через територію міста Павлограда протікають дві невеликі річки «Гніздка» (3,9 км) і «Кочерга» (2,9 км). Найпоширенішими ґрунтами є типові чорноземи та лучні ґрунти. Підземні прісні та мінеральні води необхідні для життя міста. Клімат Павлоградського району атлантико-континентальний, невологий, літо жарке, з відлигами, посушливе. Середня температура за рік становить 4,4°C. Кількість сухих днів становить бл. 80 (квітень-жовтень). Пріоритетний напрямок вітру: в теплу пору року – західний (18% днів); у найхолоднішу пору року – Схід (23% днів). Лісова зона як навколо, так і в межах міста представлена великими масивами соснових дерев. Інвестиційний потенціал міста характеризується, зокрема, наявними виробничими потужностями різних форм власності. Більше тисячі об'єктів нерухомого майна належать до комунальної власності територіальної громади міста. Численними джерелами забруднення ґрунтів м. Павлограда та приміських територій є чотири промислові підприємства, хвостосховища, підприємства теплопостачання та транспорт. У Західному Донбасі функціонує 32 промислові підприємства, які мають понад 600 організованих джерел і викидають понад 1000 тонн забруднюючих речовин (у тому числі понад 350 тонн оксиду вуглецю, 130 тонн оксидів азоту, 280 тонн завислих речовин). Основними промисловими джерелами забруднення атмосферного повітря міста Павлоград є: Павлоградський хімічний завод (ПХЗ), Павлоградський механічний завод (ПМЗ), Павлоградський машинобудівний завод (ПМЗ) та

Павлоградський ливарний завод (Павлоградський ливарний завод). Для визначення впливу техногенного забруднення повітря в м. Павлограді відібрано проби ґрунту (рис.2.58).



Рис. 2.58. Місця відбору проб ґрунту

Для детального визначення впливу основних забруднювачів навколишнього середовища міста Павлограда в околицях кожного підприємства було відібрано проби ґрунту. Відбір проб ґрунту проводили методом «конверту». Загальна кількість проб – 60. Проби ґрунту відбирали на глибині 0-10 см, маса кожної проби – 800-900 г. Після цього зразки ґрунту висушували при кімнатній температурі та подрібнювали, видаляли домішки та частинки за допомогою сит з отворами різного діаметру від 5 до 1 мм. Подрібнений матеріал ретельно перемішували і розсипали рівним тонким шаром у формі квадрата, розділяючи на чотири сектори для зменшення маси зразка. Вміст двох протилежних секторів було відкинуто, а два, що залишилися, були знову змішані. Після багаторазових повторів зразок, що залишився, висушували для отримання екстрактів із ґрунту. Визначення вмісту кислоторозчинних форм важких металів у відібраних пробах проводили на атомно-абсорбційному спектрофотометрі. Оцінку екологічної якості ґрунтів давали за ступенем забруднення ґрунтів ВМ щодо перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК), а також за сумарним показником забруднення. Для оцінки забруднення ґрунтів важкими металами розраховано три індекси забруднення.

Індекс геоаккумуляції (I_{geo}) дозволяє оцінити забруднення шляхом порівняння поточних і доіндустріальних концентрацій (Muller, 1969; Khalilova and Mammadov, 2016).

$$I_{geo} = \log \left(\frac{C_n}{1.5C_\phi} \right) \quad (2.4)$$

де C_n це виміряна концентрація елемента в ґрунті; C_ϕ – значення фонові концентрації (C_ϕ), а 1.5 є коефіцієнтом поправки спричиненим літогенними ефектами (константа 1,5 введена для мінімізації впливу можливих коливань фонових значень, які можуть бути віднесені до літологічних варіацій у ґрунтах). I_{geo} було розділено на шість категорій (Muller, 1969; Khalilova and Mammadov, 2016): $I_{geo} < 0$ (практично незабруднено, $I_{geo} = 0$), $0 < I_{geo} < 1$ (від незабрудненого до помірно забрудненого, $I_{geo} = 1$), $1 < I_{geo} < 2$ (помірно забруднені, $I_{geo} = 2$), $2 < I_{geo} < 3$ (помірно або сильно забруднені, $I_{geo} = 3$), $3 < I_{geo} < 4$ (сильно забруднено, $I_{geo} = 4$), $4 < I_{geo} < 5$ від потужного до надзвичайно забрудненого, $I_{geo} = 5$) та $I_{geo} > 5$ (надзвичайно забруднено, $I_{geo} = 6$). РІ кожного важкого металу (PI_i) оцінювали за індексом забруднення, розрахованим як відношення між концентрацією металу (C_i) у пробі та з урахуванням гранично допустима концентрація (ГДК). Гранично допустима концентрація (ГДК) забруднюючих речовин були встановлені українським законодавством як еталонно-національні критерії металу та прийняті як S_i оцінки. Це було виражено, як зазначено нижче:

$$PI = \frac{C_i}{S_i} \quad (2.5)$$

Класифікація значень РІ для кожного ґрунту (Lee et al., 2006), забрудненого ВМ, була охарактеризована на основі таких критеріїв, як практично незабруднені ґрунти ($PI \leq 1$), помірно забруднений ґрунт ($1 < PI \leq 3$) або сильно забруднений ґрунт ($PI > 3$).

Оцінку екологічної якості ґрунтів давали за ступенем забруднення ґрунтів ВМ щодо перевищення ГДК, а також за сумарним індексом забруднення. Рівень забруднення ґрунту важкими металами характеризується коефіцієнтом

аномалії концентрації хімічного елемента (Гололобова, 2011):

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi} \quad (2.6)$$

де C_i – вміст елемента в ґрунті, мг/кг;

C_ϕ – фонова концентрація, мг/кг.

Індекс загального аеротехногенного забруднення ґрунту важкими металами Z_c було розраховано за формулою:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n (K_{c_i} - 1), \quad (2.7)$$

де n – кількість елементів.

Загроза, спричинена техногенним забрудненням, фіксується при $K_{c_i} \geq 1$, and $Z_c \geq 1$, або більш докладно, як показано нижче: $Z_c < 16$ – допустимий рівень забруднення ґрунту; $16 < Z_c < 32$ – помірно загрозливий; $32 < Z_c < 128$ – загрозливий; $Z_c \geq 128$ – надзвичайна загроза.

Оцінку екологічної якості ґрунтів виконали за ступенем забруднення ґрунтів ВМ щодо перевищення ГДК. Описовий статистичний аналіз проводився з використанням електронної таблиці Microsoft Excel та програмного забезпечення Statistica від TIBCO Inc. Супутникова радіолокаційна інтерферометрія (InSAR) цифрова модель рельєфу (DEM) була використана для побудови карти зміни рельєфу міста Павлоград. Карту щільності загального забруднення ґрунту міддю, цинком, марганцем, кадмієм, свинцем та нікелем було створено за допомогою програмного модуля 3D Analyst пакету програм ArcGIS від ESRI Corp.

Карту висот було отримано для отримання особливостей рельєфу за допомогою супутникового продукту InSAR Sentinel 1A (рис.2.59). За результатами визначення гранулометричного складу переважна кількість проаналізованих проб ґрунту (63 %) характеризується як суглинки. Решту становлять піски (33 %) і глинисті ґрунти (4 %).

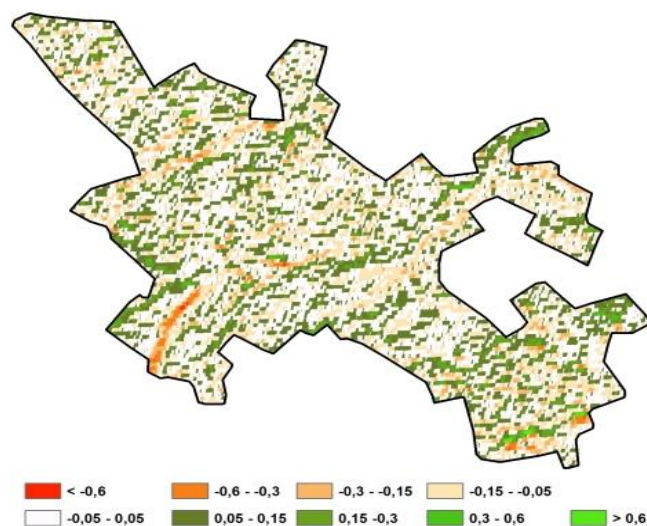


Рис. 2.59. Карта зміни висот місцевості в межах міста Павлоград

Карта розподілу текстури ґрунту наведена на рис. 2.60.

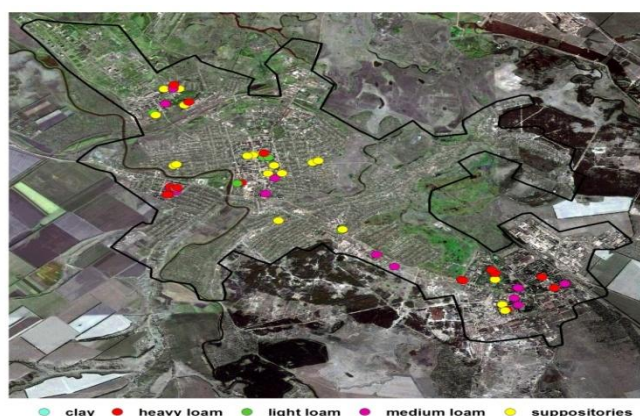


Рис. 2.60. Розташування зразків ґрунту за їх гранулометричним складом

Вміст металів може потрапити в ґрунт, наприклад, через викиди від промислових підприємств, спалювання вугілля, промислових, муніципальних відходів і транспорту (Zhou et al., 2007; Wang et al., 2010; Guan et al., 2014). Декілька тематичних досліджень продемонстрували, що поєднання картографування навколишнього середовища та багатовимірного геостатистичного аналізу може бути відповідним інструментом для характеристики просторового розподілу важких металів і визначення їх джерел (Luo et al, 2008; Li and Feng, 2010; 2012; Yuan et al, 2013). Карта розподілу даних зразків ґрунту за їх реакцією водної витяжки ґрунту рН наведена на рис. 2.61.

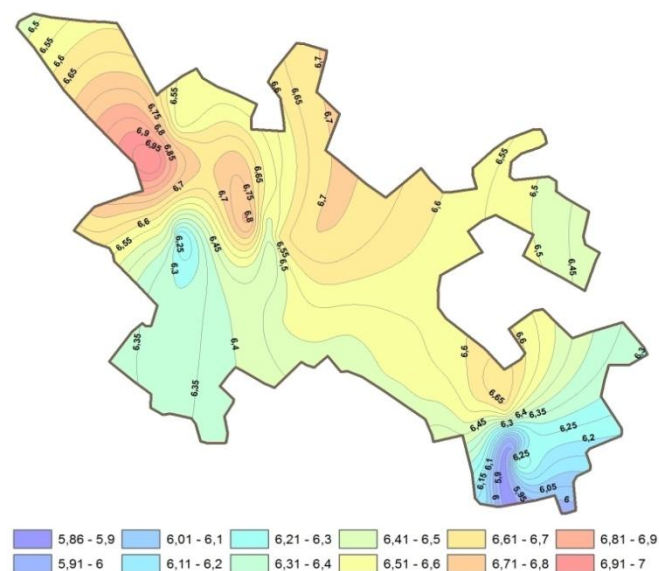


Рис. 2.61. Карта розподілу рН ґрунту

У результаті послідовного картографування забруднення території міста Павлограда шістьма важкими металами отримано відповідні карти їх розподілу (рис. 2.62). На території міста Павлоград іони металів потрапляють у ґрунтовий покрив від основних промислових об'єктів, вугільних електростанцій, міських і приватних відходів, а також від автотранспорту. Джерелами викидів важких металів у південно-східній частині міста є ливарний завод і два машинобудівних підприємства. Висока щільність забруднення ґрунтів Cd, Pb, Mn та Ni на заході міста може бути пов'язана як з діяльністю Павлоградського хімічного заводу, так і з процесом вивітрювання відвалів вугільних шахт (Kharytonov and Kroik 2011). У західній та південно-західній частинах міста зафіксовано дві плями забруднення кадмієм. У південно-західній частині міста виділено також високу забрудненість марганцю (1210 - 3610 мг/кг). Подібний характер просторового розподілу зафіксовано для Pb, Zn, Cu та Ni. У цьому випадку можна побачити принаймні 4-5 западин у східній, південно-східній, північній та південно-західній частинах досліджуваних територій міста. Джерелами викидів важких металів на Південному Сході є ливарні та два машинобудівних підприємства.

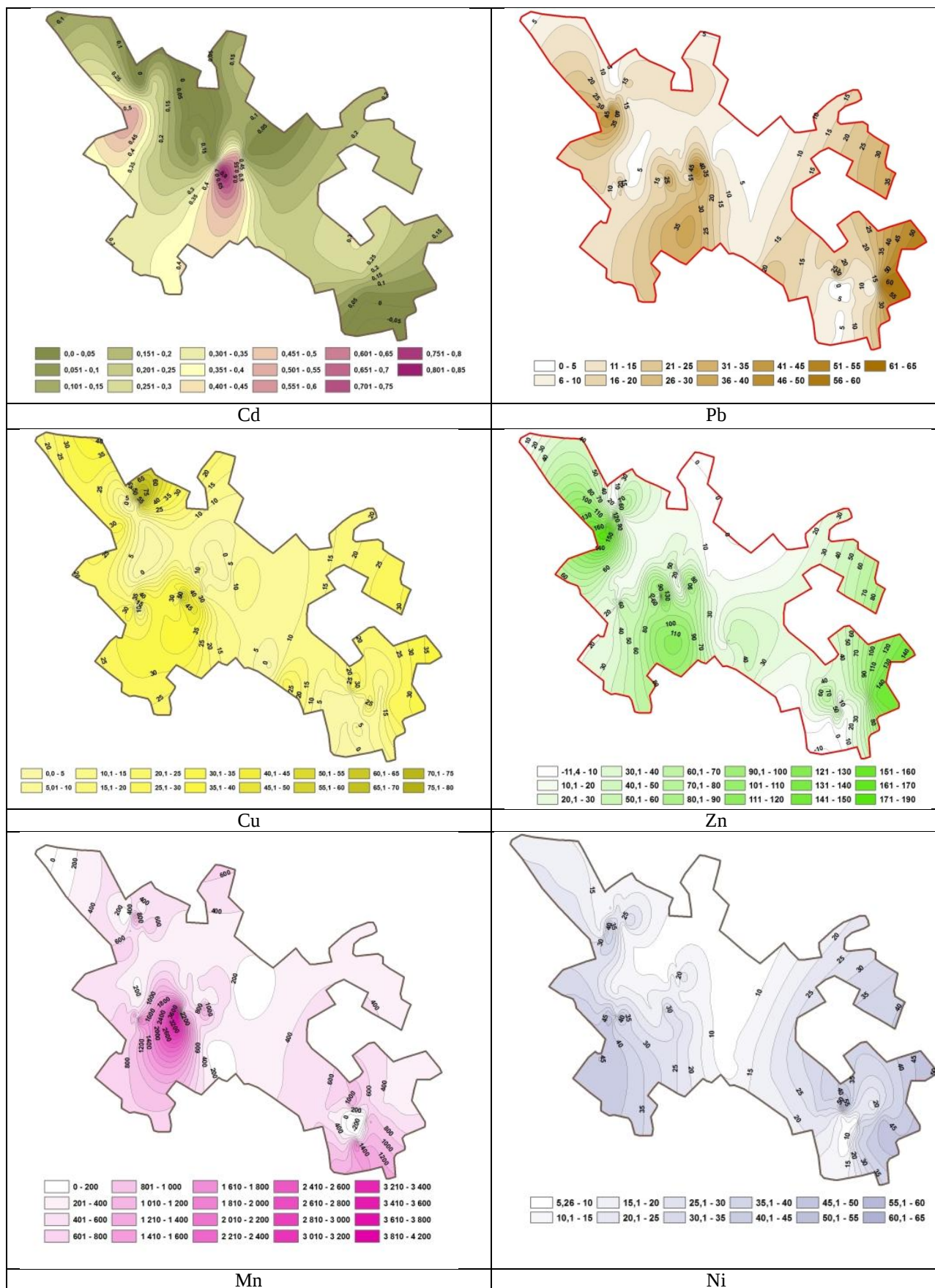


Рис. 2.62. Розподіл важких металів у верхньому шарі ґрунту в межах міста Павлоград, мГКГ

Висока щільність забруднення ґрунту Cd, Pb, Mn та Ni на заході міста

також може бути пов'язана як з діяльністю Павлоградського хімічного заводу, так і з процесом вивітрювання відвалів вугільних шахт (Kharytonov and Kroik, 2011). В результаті послідовного картографування забруднення міста Павлограда шістьма важкими металами була отримана відповідна ГІС-карта (рис. 2.63).

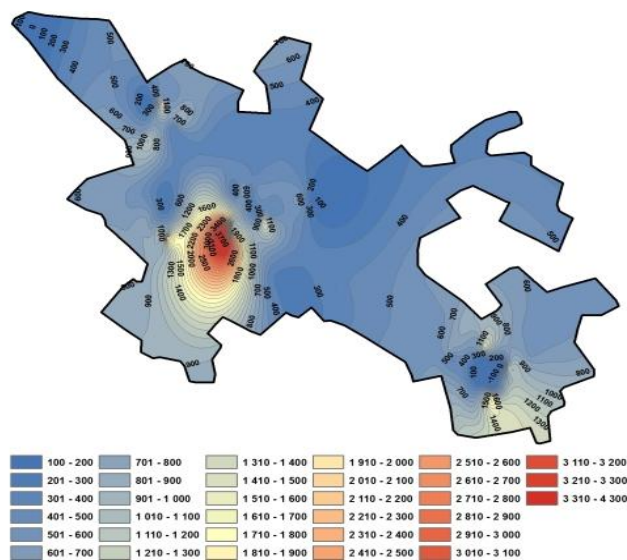


Рис. 2.63. Загальна щільність забруднення верхнього шару ґрунту міста Павлоград шістьма важкими металами.

Після аналізу карти на рис. 2.63 стає можливим виділення множинних ореолів підвищеної щільності сумарного забруднення ґрунтів м. Павлограда шістьма важкими металами. Переважно вони зосереджені на південному сході та заході міста та приміських районах Павлоградського району. Отже, переважна кількість проаналізованих зразків ґрунту в Павлограді характеризуються як суглинисті та мають слабокислий рН 6,3 і 6,8. Водночас екологічний стан загального забруднення ґрунтів шістьма важкими металами змінено з «помірно загрозливого» на «загрозливий». Тому необхідні заходи щодо прогнозування розвитку екологічно небезпечного стану забруднення навколишнього середовища в районі промислових підприємств міста. Результати цього дослідження показують, що діяльність промислових підприємств призводить до забруднення важкими металами верхнього шару ґрунту досліджуваного підприємства та близьких до фонових значень.

Характеристики просторового розподілу Cu, Pb, Cd і Zn на геохімічних картах ГІС також схожі. Виділено деякі з ореолів у Павлограді високої щільності сумарного забруднення ґрунтів важкими металами. Переважно вони викликані впливом промислових підприємств, які розташовані на південному сході та заході міста Павлограда.

Це дослідження продемонструвало, що геопросторовий аналіз є відповідним інструментом для вибору джерел викидів і створення ГІС-карт для характеристики забруднення ґрунту важкими металами в промисловому місті.

2.4. Оцінка ризику техногенного забруднення ґрунтів під впливом ерозії

Ерозія ґрунтів є результатом складної взаємодії як природних, так і сільськогосподарських факторів (Пабат, 1992). Серед природних чинників ерозії основними є рельєф місцевості, протиерозійна стійкість ґрунтів, ґрунтозахисна роль рослинності, кліматичні і гідрометеорологічні умови, які визначають кількість опадів, характер промерзання ґрунту, розміри та інтенсивність поверхневого стоку талих і зливових вод. Усі змиті ґрунти формуються на схилах, які мають поверхневий стік, а інтенсивність ерозійних процесів залежить від особливостей схилів, їх крутизни, форми, довжини, експозиції (Софрони, 1990).

Як відмічалось, Дніпропетровська область – типова для степової зони і являє собою хвилясту ерозійно-розчленовану рівнину. Ріка Дніпро діле її на дві майже рівні частини право і лівобережну. Згідно фізико-географічного районування Дніпропетровська область розташована в умовах трьох геоморфологічних областей : Придніпровської височини, Дніпровсько-Донецької западини та Придніпровської низини. Середня висота Придніпровської височини – 182 м, максимальна відмітка в межах Дніпропетровської області – 211 м, мінімальна – 50-60 м . Такий перепад обумовлює з одного боку інтенсивний розвиток ерозійних процесів, з другого

боку значну кліматичну різницю. Основні ґрунти, які поширені в області – чорноземи звичайні – 42,3 % (1350,4 тис. га) загальної площі, еродовані ґрунти – 36,6 % (1168,4 тис. га), (Черняк та Глуходід, 1969). За станом на 1.01.95 року під оранку використовується 2 млн 123 тис. га, з них 958 тис. га розташовані на схилах від 1 до 3⁰, 91,9 тис. га – від 3 до 5⁰, 16,6 тис. га – від 5 до 7⁰, 3,7 тис. га – більше 7⁰. Загальна площа земель, підлеглих водній ерозії, на яких необхідно проведення протиерозійних заходів, складає 1070,2 тис. га, з них в першу чергу потребують захисту 112,1 тис. га орних земель, розташованих на схилах крутизною більше 3⁰. По окремим адміністративним районам еродовані орні ґрунти розподіляються так: в Царичанському районі до 10 %, Магдалинівському, Новомосковському, Межівському і Покровському від 10 до 20 %, в Васильківському, Павлоградському – 20-30 %; Дніпропетровському, П'ятихатському, Софіївському - 30-40 %, Апостоловському, Верхньодніпровському, Криворізькому, Нікопольському, Синельниківському, Томаківському, Широківському – 40 – 50 %; Петропавлівському, Солонянському 50 – 60 % від загальної площі оранки. За 1961 – 1994 роки площі еродованих земель збільшились до 44,2 проти 37,1 % у 60-ти роки і займають зараз 43,5 % площі сільськогосподарських угідь, в тому числі 43,0 % орних земель, а в районах, де одним з основних елементів рельєфу є схили її питома вага ще більша. У зв'язку з цим і звернулись до даних обстеження типового агроландшафту які були виконані в умовах екологічного полігону стаціонару ДДАУ. Територія навчгоспу «Самарський» відрізняється типовою геоморфологічною будовою, характерною для долин степових річок. Площа його землекористування розміщується в межах надзаплавної тераси р. Самари, середня височина якої над рівнем моря складає у середньому 55-65 м. Тераса чітко переходить в розчленовану водороздільну степову рівнину. Найвища відмітка приходить на околицю села Васильівка Дніпропетровського району (140-148 м над рівнем моря). Тут на водороздільній рівнині зустрічаються схили різних експозицій з крутизною до 7°-15°. Дані ґрунтового обстеження ріллі у навчгоспі «Самарський» наведені у таблиці 2.13. Як виходить із аналізу

таблиці 2.13 біля 50% кількості еродованої ріллі припадає на чорноземи звичайні схилів крутизною 1-3°. Відсоток еродованої ріллі на схилах крутністю >3° становить біля 37%. Таким чином, на рівнинні місцевості припадає тільки 14%. На першому етапі досліджень була виконана також детальна геодезична зйомка території екологічного полігону. Отже, згідно з проведеною тахеометричною зйомкою було складено ландшафтну карту екологічного полігону.

Табл. 2.13

Дані ґрунтового обстеження ріллі у навчгоспі «Самарський», %

Ґрунти	%
Чорноземи звичайні, лучно-чорноземні, лучні незмиті і слабозмиті схилів крутизною до 1°	13,8
Чорноземи звичайні схилів крутизною 1-2°	25,4
Чорноземи звичайні схилів крутизною 2-3°	24,2
Чорноземи звичайні схилів крутизною 3-5°	11,1
Чорноземи звичайні схилів крутизною 5-7°	7,3
Чорноземи звичайні схилів крутизною >7°	18,2

Мінімальна висотна позначка (80 м) зафіксована у нижній частині западини, максимальна – 100 м – характерна для плакору. Таким чином, висотні перепади по всій протяжності полігону становлять 15-20 м. Дані топографічної зйомки були переведені у цифрову трьохмірну модель рельєфу екологічного полігону-стаціонару ДДАЕУ і представлені на рисунку 2.64.

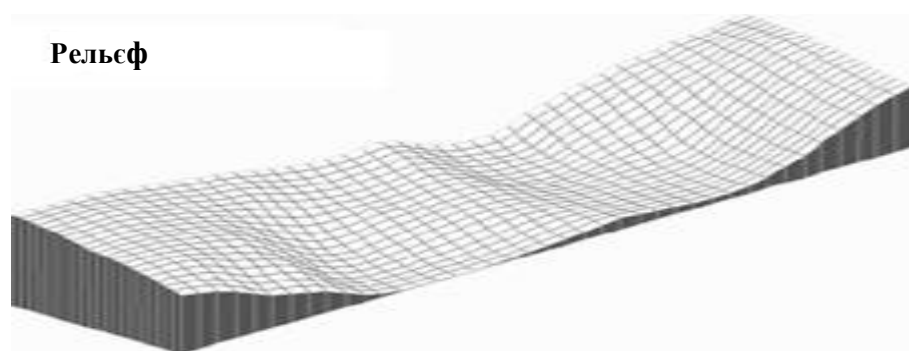


Рис. 2.64. Карта рельєфу екологічного полігону-стаціонару ДДАЕУ

Наявність мінливості хімічних елементів в умовах пересіченого рельєфу робить необхідним проведення статистичних розрахунків (Таблиця 2.14). Як виходить з аналізу отриманих результатів, найбільша варіабельність вмісту

рухомих форм елементів у ґрунтах екологічного полігону-стаціонару відзначена для калію та карбонатів ($C_v \leq 50\%$).

Табл. 2.14

**Результати статистичної обробки даних ґрунтово-геохімічного
обстеження екологічного полігону**

Показники	Середнє значення, М	Середнє квадратичне відхилення, σ	Похибка середнього значення, m	Коефіцієнт варіації (C_v)
Енергія нітрифікації, мг/кг	19,45	3,85	0,46	19,8
P ₂ O ₅ , мг/ кг	21,0	3,7	0,44	17,6
K ₂ O, мг/ кг	155,3	78	9,2	50,2
pH	8,06	0,376	0,04	4,7
CaCO ₃ , %	4,96	2,36	0,28	47, 6
Co, мг/кг	5,29	0,85	0,1	16,1
Ni, мг/кг	7,15	1,15	0,14	16, 1
Fe, мг/кг	763	101,8	12,0	13,3
Cu, мг/кг	5,02	0,98	0,12	10,3
Zn, мг/кг	8,65	1,16	0,14	13,4
Mn, мг/кг	189,8	48,4	5,7	25,6
Cr, мг/кг	3,7	0,9	0,11	24
Pb, мг/кг	9,49	0,98	0,12	10,3

Різниці в окисно-відновлювальних умовах ґрунтів позначились і на мінливості вмісту марганцю ($C_v = 25,6$). Використана інформаційна технологія дозволила побудувати наочні цифрові трьохмірні моделі рельєфу (рис. 2.65). Накладення тематичних шарів (дані розподілу хімічних сполук) відносно тримірних моделей поверхні підвищує результативність аналізу у просторі. Цей підхід зображення картографічної інформації знаходить все більш широке використання в наукових і прикладних дослідженнях. Висока неоднородність розподілу елементів по площі проявлялась перед усім в забезпеченості ґрунтів основними елементами мінерального живлення (азоту, фосфору і калію). Fe і Mn, як елементи зі мінливою валентністю, виявились найбільш характерними індикаторами зміни окисно-відновлювальних умов в залежності від рельєфу.

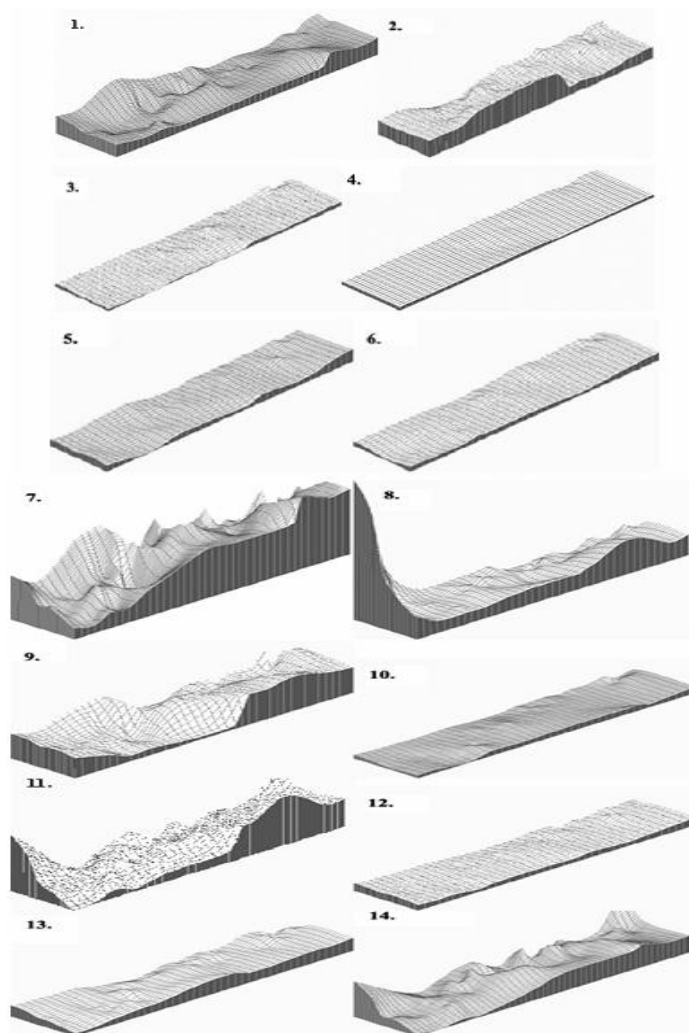


Рис. 2.65. Ландшафтно-геохімічні карти розподілу хімічних елементів та сполук в орному шарі ґрунту

вміст: 1 – P_2O_5 ; 2 – карбонату кальцію (%); 3 – міді (мг/кг); 4 – pH; 5 – кобальту (мг/кг); 6 – хрому (мг/кг); 7 – залізу (мг/кг); 8 – K_2O (мг/100 г); 9 – марганцю (мг/кг); 10 – нікелю (мг/кг); 11 – нітратного азоту (мг/кг); 12 – свинцю (мг/кг); 13 – цинку (мг/кг); 14 – нітрифікаційна здатність (мг/кг)

Решта вивчених мікроелементів, при більш прискіпливому розгляданні їх ландшафтно-геохімічних карт, концентрувались по площі полігону стаціонару взагалі у місцях утворення делювіальних відкладень під час формування змитонамитих ґрунтів. Наявність мінливості хімічних елементів в умовах пересіченого рельєфу робить необхідним виявлення місцезнаходжень нагромадження важких металів для урахування в системі реабілітаційних заходів

На другому етапі ландшафтно-геохімічних досліджень, з метою визначення зв'язку між ступінню ерозії та глибиною профілю у виді коефіцієнтів лінійної регресії та кореляції, завдались до деяких сучасних

статистичних підходів: аналізу варіанс, оцінки за коефіцієнтами r^2 та F (F - тест). Використаний багатофакторний статистичний аналіз допоміг установити зв'язок між окисно-відновлювальними умовами орних чорноземів та рівнем агрохімічних та фізико-хімічних показників ґрунтів різних місцезнаходжень в умовах пересіченого рельєфу. Іншими словами була проведена геохімічна оцінка властивостей ґрунтових відмінностей у координатах рН – ОВП. В умовах найбільш вираженого прояву рельєфу на екологічному полігоні найменше значення ОВП було у нижній частині улоговині ($396 \pm 10,2$ мв), найбільше – на схилі південної експозиції ($573 \pm 21,5$ мв). У порівнянні з рівниною ($560 \pm 10,5$ мв) ОВП на схилі північної експозиції був нижче майже на 20% ($p < 0,001$). При цьому встановлено, що одним з основних геохімічних чинників рухомості хімічних елементів у зразках орних ґрунтів, які були відібрані з різних місцезнаходжень, був рН. Найменше значення рН-7,1 було зафіксоване в орному шарі профілю незмитого чорнозему. Разом з тим найвище (рН-8,9) було у шарі 90-100 см у профілях слабо- та середньозмитих чорноземних ґрунтів. Таким чином еродовані ґрунти мали статистично підтверджене, більш вище значення рН, ніж нееродовані. Виходячи з великої кількості показників характеристика ґрунтових профілів за ступінню ерозії після відповідної статистичної обробки даних була розміщена в таблиці 2.15. Концентрація карбонатів знаходилась між 0,2% (незмитий чорнозем, 0-10 см) та 15% (середньозмитий чорнозем, > 50 см глибина; незмитий чорнозем, 90-100 см), та була суттєво вищою ніж у змитих ґрунтах. Вміст гумусу коливався від 4,2% (незмитий чорнозем, 0-10 см) до 0,1% (середньозмитий чорнозем, 90-100 см). У середньому розподіл вмісту гумусу по глибині профілю був значно нижчим в еродованих ґрунтах. У той самий час, концентрація гумінових кислот та співвідношення ГК/ФК мали вищі позначки по профілю незмитого чорнозему.

Співвідношення C : N коливалось від 10,6 (незмитий чорнозем, 10-20 см) до 0,8 (середньозмитий чорнозем, 90-100 см), і в середньому було постійно більшим по всій глибині профілю незмитого ніж середньозмитого ґрунту. Глиниста фракція була значно вищою в незмитому ґрунті ніж в слабо- та середньозмитому ґрунтах.

Табл. 2.15

Характеристика ґрунтових профілів за ступінню ерозії

Ступінь ерозії	pH	Карбонати, %	Гумус, %	Глина, %	N, %	Мінеральний N, мг/кг	Енергія нітрифікації, мг/кг	Уреаза, мг NH ₄ /10 0г/24го д.	C : N
Незмитий	7,90	7,7	2,38	56,4	0,17	20,7	13,7	126	7,67
Слабо-змитий	8,51	10,0	1,73	34,7	0,13	16,1	9,5	135	6,78
Середньо-змитий	8,66	13,8	1,03	47,9	0,11	10,3	6,2	96	4,72
Середнє значення	8,36	10,5	1,71	46,3	0,14	15,7	9,8	119	6,39
НІР	0,29	2,7	0,33	2,3	0,02	3,6	2,7	33	1,14
Значимість прояву ерозії	***	***	***	***	***	***	***	нсп	***

Характеристика ґрунтових профілів за ступінню ерозії (продовження таблиці 2.15)

Ступінь ерозії	Засвоєв. Р (Мач)	Засвоєв. Р (Чіп)	Обмінний К	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Pb	Cr
Незмитий	14,6	64,8	222	23,6	5,6	533	154	8,9	4,4	5,2	8,4	11,9	3,0
Слабо-змитий	10,8	54,7	127	18,0	3,6	495	128	5,9	2,8	4,0	5,9	10,1	2,3
Середньо-змитий	10,1	33,4	111	16,5	4,0	500	99	4,2	2,3	4,1	5,6	9,8	2,1
Середнє значення	11,9	51,0	154	19,4	4,4	509	127	6,3	3,1	4,4	6,6	10,6	2,5
НІР (Ерозія)	3,2	11,8	30	1,0	1,0	133	24	1,5	0,4	0,4	0,7	1,0	0,3
Значимість прояву ерозії	*	***	***	***	**	нсп	***	***	***	***	***	**	***

Майже всі поживні речовини ґрунту за своїм рівнем мали найвищі позначки у незмитому ґрунті, середні у слабозмитому та низькі у середньозмитому ґрунті. Узагальнюючи цей висновок можна сказати, що по всіх показникам поживних речовин середньозмитий ґрунт мав позначки на 30-50% менше, ніж незмитий. В декількох випадках слабо- та середньозмитий ґрунти не мали суттєвих відрізень з кількістю основних поживних речовин. Така відсутність відрізень між слабо- та середньозмитими ґрунтами була помічена для обмінного калію, магнію, кобальту, нікелю, свинцю та хрому.

Серед десяти вивчених на глибину 1 м шарів ґрунту суттєві відрізнення зафіксовані для більшості показників (pH, карбонати, гумус, співвідношення

ГК/ФК глиниста фракція, уреаз, фосфатаза та всі основні поживні елементи). Відмінності у глибину проявлялись, у більшій мірі, для Mn, Zn, and Cu, ніж для Mg, Fe, Co, Ni, Pb, or Cr. Був зафіксований з глибиною сильний позитивний взаємозв'язок між рН та глинистою фракцією, а також зворотній зв'язок для карбонатів, гумусу, валового та нітратного азоту, енергії нітрифікації, уреаз, співвідношення C:N, мобільного фосфору, кальцію та марганцю. Середнього рівня зворотній зв'язок був зафіксований з глибиною для обмінного калію, цинку і заліза навіть тоді, коли відрізнєння за загальним F-тестом за глибиною не був суттєво істотним для Fe. Слабкий, проте досить значимий лінійний зв'язок був визначений між глибиною та кількістю глинистої фракції. За мінливістю у зроблених обчисленнях, кореляції були значимими ($P=0,05$) з показником r^2 , як малим так і до 0,126, та високо значимими ($P=0,001$) з $r^2 = 0,3159$, але виходячи з практичного сенсу, це є все ж таки слабкий кореляційний зв'язок. Для зручності, показники $r^2 = 0,316-0,5$ були позначені як середня кореляція, 0,5-0,7 – сильна кореляція, $i > 0,7$ – вельми сильна кореляція. Взагалі, дуже сильні кореляційні зв'язки були зафіксовані проміж групи таких показників як рН, карбонати, гумус, N%, мінеральний N, засвоюваний P, Ca, Mn і Zn. За рівнем обмінний K і Ca були у сильній кореляції з багатьма показниками першої групи. Найчастіше, середні або слабкі, проте достатні кореляції, були продемонстровані проміж кількістю мулистої та глинистої фракції, активністю уреаз, співвідношень C : N, Fe, Ni, Pb і Cr, як між собою, так і з іншими показниками. Множинна регресія рН з гумусом, карбонатами та кількістю глинистої фракції надала значенню коефіцієнту r^2 рівню 0,81, тобто трохи більше, ніж індивідуальні кореляції з гумусом, карбонатами, фіксуючими слабкий взаємозв'язок з глинистою фракцією. Загальний азот мав міцну пряму кореляцію з гумусом, та цілком негативно корелював з карбонатами. Кореляція ланки N-карбонати була, можливо, відображенням негативної кореляції карбонатів з гумусом, і, перш за все, відбитком кореляції як гумусу, так і карбонатів з глибиною. Співвідношення ГК/ФК було виразно вище в орному шарі в повно профільному ґрунті, беручи до уваги, що трансформація

органічних решток у гумусі тут є більш швидкою, а звідусюди і те, що поживні речовини більш здатні забезпечити, більш швидше, ріст рослини. Азот не був міцно пов'язаний з уреазною активністю та енергією нітрифікації, як цього можна було б очікувати. Можливо це тому, що уреаза має більший зв'язок з амонійними формами азоту, ніж з нітрат-нітритними сполуками. Співвідношення C : N було значно вище у незмитому чорноземному профілі, ніж у профілі середньоеродованого ґрунту, відбиваючи більшу різницю у гумусі, ніж у рівні загального азоту. Концентрація засвоюваного фосфору міцно співвідносилась з кількістю загального азоту. Це можна пояснити тим, що рухомий фосфор та загальний азот знаходяться у прямому зв'язку з гумусом та зворотному – з рівнем карбонатів. У випадку з рухомих фосфором, ці зв'язки походять від того, що високий рівень карбонатів та рН значно знижує рухомість фосфорних сполук. Обмінний калій був у негативному зв'язку з рН, карбонатами, гумусом та азотом. Вміст магнію був малим. Істотних кореляцій з показниками глинистої фракції не було зафіксовано. Mn, Zn та Cu мали тісні зв'язки між собою та рН, карбонатами, азотом, засвоюваним P, обмінними K та Ca. Оскільки вміст марганцю знаходиться у відчутному кореляційному зв'язку у цих різновидностях ґрунту з рН, такий розбіг кореляцій може бути прямим відбитком впливу окисно-відновлювальних умов згідно координат рН – ОВП. Концентрації заліза, марганцю, цинку та міді були значно вищими у верхніх шарах ґрунту за виключенням шару на глибині 30-40 см. Вочевидь, ці відмінності пов'язані з абсорбцією мікроелементів глибинним корінням рослин та новими кореневими паростками. Відмінності у ОВП та кількості мікроорганізмів у підорному шарі мають додатковий вплив, який відбивається і на валентній формі елементів. Ni, Pb та Cr були на середньому рівні у кореляційному зв'язку один з іншим, та з кількістю глинистої фракції. У групі ці показники мали схожу тенденцію у кореляції з іншими ґрунтовими індексами.

Таким чином, ерозія призводить до ризику техногенного забруднення різними шляхами і, перш за все, за рахунок втрати верхнього шару ґрунту.

Профільна міграція хімічних елементів затримується за рахунок таких геохімічних бар'єрів як гумус, рН, карбонати, ґрунтова волога, та окисно-відновлювальний потенціал. Взагалі ці бар'єри грають корисну роль з точки зору утримання поживних речовин у верхніх шарах ґрунту, та можливу негативну, враховуючи ризик накопичення деяких важких металів (свинцю, кадмію, тощо) в улоговинах та подальшому їх змиву за базисами ерозії до водойм.

2.5. Детоксикація техногенне забруднених ґрунтів

Необхідність вивчення буферної ємності ґрунтів пов'язана з потребою розробки прогнозів критичних доз важких металів, які не будуть затримуватись жодним геохімічним бар'єром. Основними факторами, що зумовлюють буферну ємність, є вміст гумусу, вторинних мінералів, катіонів та аніонів та ін. (Трускавецький, 1994). В зв'язку з цим зразки ґрунту були прокомпостовані тиждень з різною кількістю суміші важких металів Mn, Zn, Cu, Pb, Cd. Результати визначення буферної ємності чорноземного ґрунту до забруднення важкими металами у дозах 50, 250 і 500 мг/кг наведені на рисунку 2.66.

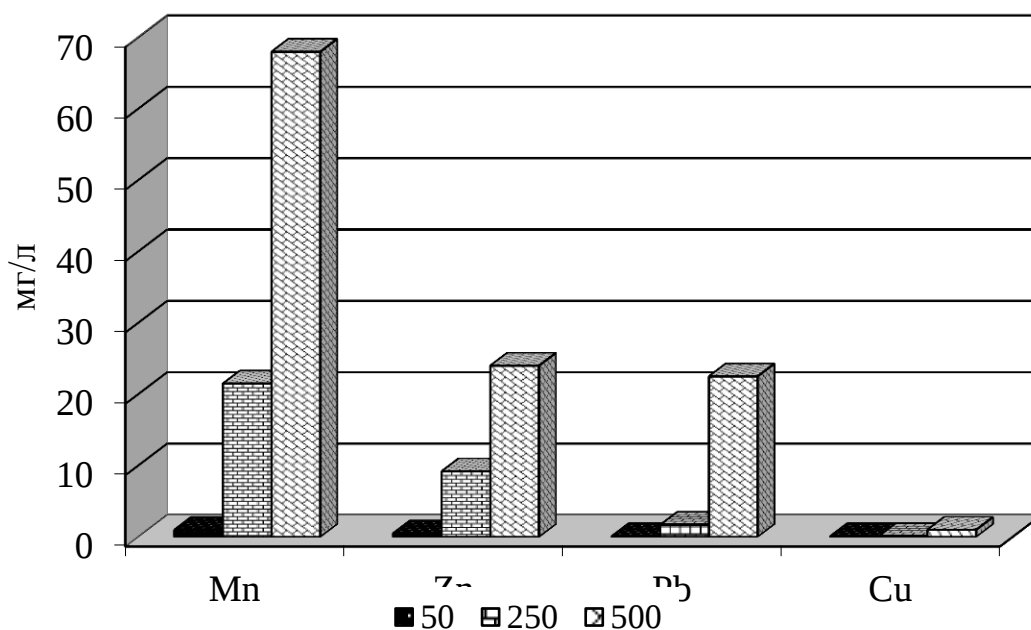


Рис. 2.66. Буферна ємність чорнозему по відношенню до важких металів(концентрація елементів у водній витяжці ґрунту)

Аналіз водної витяжки ґрунту свідчить про високу буферну ємність чорнозему звичайного відносно таких важких металів як кадмій, свинець, мідь та цинк. Найнижча буферна ємність зафіксована для марганцю. Певною мірою це пов'язано з його високою геохімічною рухомістю. Остаточний висновок про буферну ємність ґрунтів можна зробити тільки продовживши дослідження у вегетаційних та мікропольових дослідах з рослинами. В умовах антропогенного забруднення одним з найуразливіших ценозів ґрунту є мікроорганізми та ферменти, які вони виділяють.

У модельному лабораторному досліді вивчали вплив різних доз важких металів на нітрифікаційну спроможність ґрунту та активність гідролітичних ферментів – уреази, фосфотази та інвертази (рис. 2.67 та 2.68).

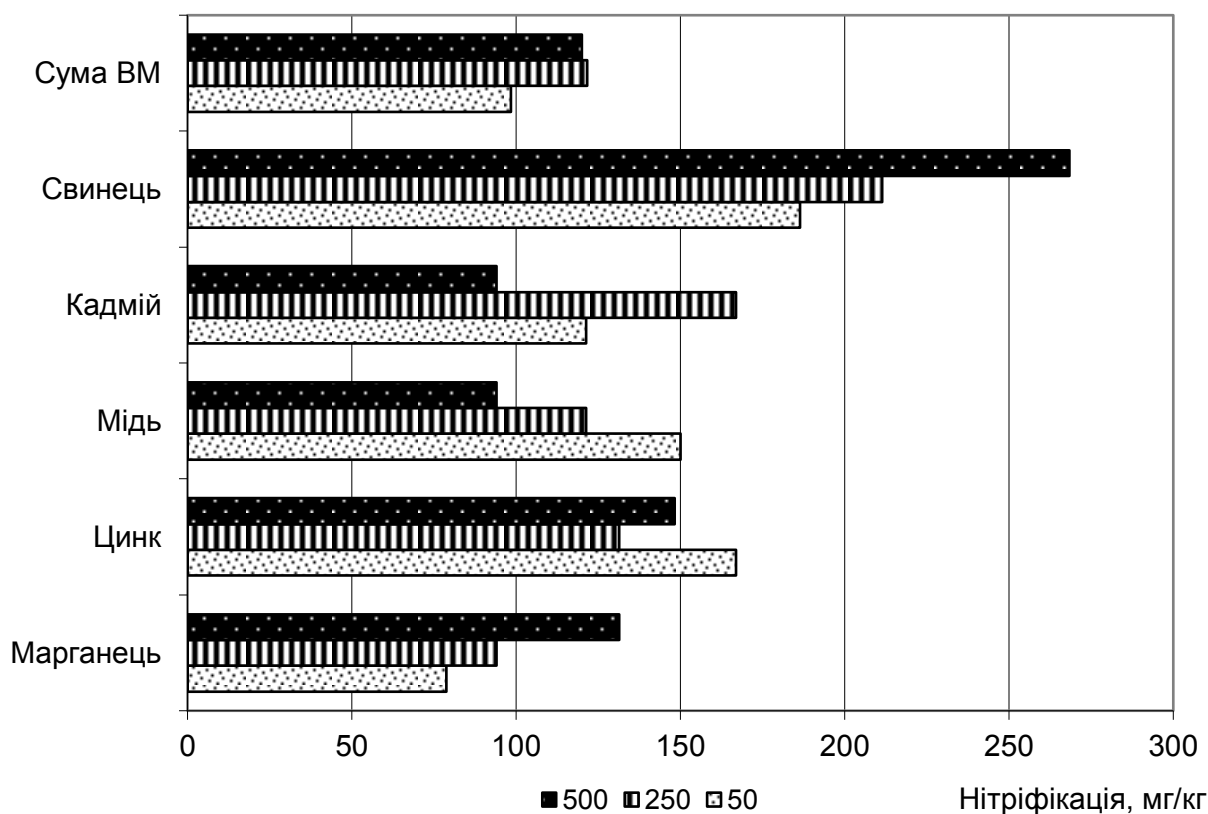


Рис. 2.67. Вплив важких металів на нітрифікаційну спроможність чорнозему

Нітрифікаційна спроможність контрольного не забрудненого зразка ґрунту склала у середньому 94 мг/кг. В результаті дослідів встановлено, що нітрифікаційна спроможність ґрунтів в усіх варіантах забруднення ВМ

дорівнювала, або перевищувала на 30-70 відсотків контроль.

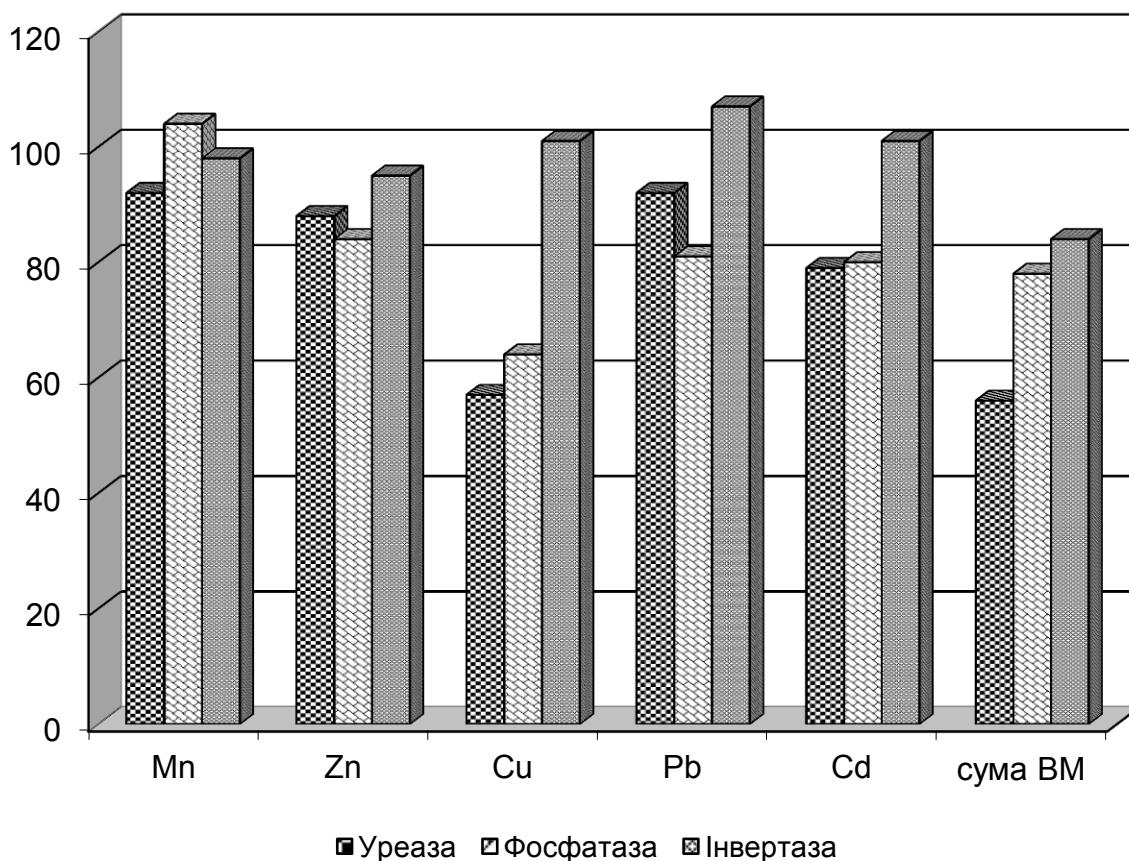


Рис. 2.68. Вплив окремого та сумарного внесення важких металів у дозі 50 мг/кг на активність ґрунтових ферментів (у відсотках)

У варіанті з додаванням свинцю у концентрації 500 мг/кг темпи нітрифікації підвищувались у 2,7 рази. Дослідження ферментативної активності забруднених ґрунтів показали, що уреаза найбільш чутлива до впливу важких металів.

Кількість фосфатази у присутності вказаних вище металів також значно зменшилась. Активність інвертази виявилась найменш чутливою до наявності важких металів у ґрунті. Такий набір ферментів був підібраний не випадково. Кожен з них це ланка в коловороті життєво важливих хімічних елементів. Так, уреаза гідролізує сечовину. Кінцевими продуктами цієї реакції є аміак та вуглець, які слугують безпосередніми джерелами азотного живлення для вищих рослин, є похідними енергетичними речовинами при фотосинтезі рослинами

вуглеводів. Отже, різке зменшення кількості цього ферменту в ґрунті призводить до порушення азотного балансу в ґрунті і, як наслідок – до зниження ефективності внесення азотвміщуючих мінеральних добрив.

У цю групу входять фосфатази, гідролізуючи моноефіри фосфатної кислоти та інші сполучення фосфору, який є винятково важливим біогенним елементом тому, що входить до складу білків, нуклеїнових та аденозінфосфорних кислот. Після проведених досліджень встановлено, що найбільший негативний вплив на активність уреазі мають іони цинку міді та кадмію. При концентрації 50 мг/кг іонів важких металів активність уреазі знизилась на 13-43% порівняно з контролем, фосфатази – на 16-36%. Найсильніший вплив на ферментативну активність має внесення в ґрунт суми розчинів солей п'яти досліджуваних важких металів. При концентрації суми ВМ 50 мг/кг кількість уреазі в ґрунті знижувалась вдвічі, а фосфатази – на чверть.

Внесення кар'єрного пилу, зібраної після вибуху на залізорудному кар'єрі в кількості 10% від наважки ґрунту знижувало кількість уреазі на 14%, в той час, як у зразках з 1% вмістом пилу активність цього ферменту навіть підвищилась на 7% від контролю. Активність фосфатази при внесенні кар'єрного пилу у двох концентраціях знизилась незначно. Окремо внесені солі марганцю та цинку знизили інвертазну активність на 3-9%. При концентрації 50 мг/кг свинцю, міді та кадмію спостерігається невелике збільшення кількості цього ферменту.

Проведені досліді показують, що наявність у ґрунті іонів важких металів викликає розбалансованість основних біохімічних процесів, що може призвести до деградації ґрунтового покриву у зоні техногенного забруднення. Усвідомлення ролі основних факторів впливу на рухомість важких металів у ґрунтах, дало змогу розробити ефективні заходи зниження їх фітотоксичності. Найбільш відомими вважаються вапнування, збагачення ґрунтів органічною речовиною, додавання комплексонів, використання антагонізму іонів хімічних аналогів, видалення важких металів з кореневого шару ґрунту (Mench et al., 2003). Ураховуючи відомий факт, що на території України є чимало родовищ корисних копалин, де первинною або вторинною сировиною є мінерали з

високою ємністю поглинання, виконали рекогносцировані дослідження по вивченню перспективи їх застосування для детоксикації техногенно забруднених ґрунтів. Отже, цілком доцільним було провести випробовування реакції різних видів і сортів зернових сільськогосподарських культур в умовах вегетаційних дослідів на додавання до штучно забрудненого поліелементною сумішшю важких металів ґрунту деяких мінералів-сорбентів. Об'єктом вивчення в досліді №1 був сорт ячменю Зерноградський 385. Місткість посудини – 0,5 кг. Час експозиції – 12 діб. Результати дослідів наведені в таблиці 2.16. Отримані результати свідчать про те, що внесення в субстрат солей важких металів в дозі 1ГДК (CuSO_4 – 100 мг/кг, MnSO_4 – 1500 мг/кг, ZnSO_4 – 140 мг/кг, $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)$ 2-30 мг/кг, $(\text{CdCl}_2) \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ – 3 мг/кг викликало значні зниження схожості і висоти рослин на 34% та 61% відповідно. Маса однієї рослини на контролі склала в середньому 0,156 г, а на варіанті з солями важких металів – 0,036 г, тобто зниження від фітотоксичної дії важких металів дорівнювало 88 відносних відсотків. Внесення у субстрат кар'єрного пилу дало підвищення росту та маси рослин порівняно з контролем на чистому піску.

Табл. 2.16

Вплив глинування на зменшення фітотоксичності важких металів щодо ячменю

Варіанти	Субстрат	Суха вага
Поживна суміш (ПС)	Пісок	0,985
ПС+1ГДК ВМ		0,197
ПС+5ГДК ВМ		–
ПС+кар'єрний пил 1 г/100 г субстрату		1,1
НСР		0,087
Поживна суміш (ПС)	Пісок + глина (4:1)	1,182
ПС+1ГДК ВМ		1,0
ПС+5ГДК ВМ		0,3
ПС+кар'єрний пил 1 г/100 г субстрату		0,885
НСР		0,15

Внесення глини у кількості 100 г на 400 г піску сприяло підвищенню схожості, росту та маси рослин як на чистому фоні, так і на забрудненому солями важких металів. Внесення глини повністю нівелювало негативну дію солей важких металів у дозі 1 ГДК, а у дозі 5 ГДК ВМ стан рослин дорівнювався тим рослинам, що вирощувались на дозі 1 ГДК на піску, тоді як

на піску у дозі 5 ГДК рослини просто загинули. Внесення кар'єрного пилу на суміші піску з глиною не викликало значних змін росту та маси рослин. Таким чином застосування глинування на ґрунтах забруднених солями важких металів є доцільним заходом отримання екологічно безпечної продукції. Об'єкт досліджу №2 був сорт сої Белгородська-143. Насіння було висаджене на субстрат після вирощування там ячменю (попередній дослід №1). Результати досліджу наведені у таблиці 2.17.

Табл. 2.17

Вплив глинування на зменшення фітотоксичності важких металів щодо сої

Варіанти	Субстрат	Суша вага
Поживна суміш (ПС)	Пісок	5,9
ПС+1ГДК ВМ		3,8
ПС+5ГДК ВМ		—
ПС+кар'єрний пил 1 г/100 г субстрату		5,1
НСР		1,98
Поживна суміш (ПС)	Пісок + глина(4:1)	5,45
ПС+1ГДК ВМ		3,86
ПС+5ГДК ВМ		1,92
ПС+кар'єрний пил 1 г/100 г субстрату		5,46
НСР		1,93

Як виходить із аналізу отриманих даних соя більш реагувала на присутність важких металів у поліелементній суміші та у кар'єрному пилу на піщаному субстраті. Наступний дослід № 3 провели у тих самих посудинах провели на рослинах сої сорту «Південь-40». Насіння було висаджене у субстрат після вирощування там ячменю та сої у попередніх двох вегетаційних дослідях. На $\frac{1}{2}$ вегетаційного посуду висаджувалось насіння (30 штук) оброблене ризоторфіном (1 см^3 на 200 г насіння). Передпосівна обробка насіння сої ризоторфіном на фоні поживної суміші Хогланда (Li and Cheng, 2014) не дала особливих позитивних наслідків в жодному варіанті(Табл.2.18). На найбільшому рівні фітотоксична дія поліелементної суміші важких металів відбивалась на біомасі коріння. Зменшення біомаси коріння при вирощування рослин сої на піску при внесенні важких металів у дозах 1 та 5 ГДК становило 3-9 раз.

Табл. 2.18

Вплив нітрагінізації сої на фоні внесення важких металів та кар'єрного пилу

Варіанти	Субстрат	Вегетативна маса	Коріння
Поживна суміш (ПС)	Пісок	3,02	1,78
ПС+«Р»		3,02	1,46
ПС+1ГДК ВМ		3,33	0,455
ПС+1ГДК ВМ+«Р»		2,82	0,31
ПС+5ГДК ВМ		2,23	0,2
ПС+5ГДК ВМ+«Р»		2,05	0,18
ПС+Кар'єрний пил 1 г/100 г субстрата		2,73	2,33
ПС+Кар'єрний пил 1 г/100 г субстрата +«Р»		2,61	1,44
НСР		0,737	0,685
Поживна суміш (ПС)	Пісок + глина (4:1)	2,39	0,51
Поживна суміш (ПСП)+«Р»		1,61	0,36
ПС+1ГДК ВМ		2,77	0,43
ПС+1ГДК ВМ+«Р»		2,27	0,34
ПС+5ГДК ВМ		2,92	0,31
ПС+5ГДК ВМ+«Р»		3,11	0,31
ПС+Кар'єрний пил 1 г/100 г субстрата		1,99	0,33
ПС+Кар'єрний пил 1 г/100 г субстрата +«Р»		2,43	0,41
НСР ₀₅		1,0	0,29

Вирощування сої на субстраті із співвідношенням пісок + глина 4 до 1 зменшувало відрізнення у біомасі на порівнюваних варіантів до 20-65%. Засіб нітрагінізації у дослідях на двох субстратах не був ефективним.

Дослід №4. Об'єкт дослідження – ячмінь та соя. Ґрунт – чорнозем звичайний. Місткість посудини – 1 кг, повторність трикратна. Облікові результати вегетаційних дослідів з вивчення ефекту фітотоксичності при вирощуванні ячменю та сої на штучно забрудненому важкими металами ґрунті наведені у таблиці 2.19. Дані таблиці свідчать про те, що солі важких металів в дозі 1ГДК не знижують наземну масу ячменю, але ж призводять до знижки біопродуктивності сої на 25%.

Табл. 2.19

**Фітотоксичність суміші важких металів
при вирощуванні ячменю та сої на чорноземі, г/посудину**

Варіант	Ячмінь	Соя
Контроль	0,24	0,80
Солі важких металів у дозі 1ГДК	0,24	0,59
Солі важких металів у дозі 5ГДК	0,06	–
НСР ₀₅	0,05	0,1

Суттєве зменшення біопродуктивності ячменю зафіксоване у дозі суміші ВМ на рівні 5ГДК, яке становило 75%.

Для перевірки отриманих даних та вивчення ефекту детоксикації важких металів за допомогою мінералу – сорбенту (цеоліту) заклали ще один вегетаційний дослід (дослід №5) за подібною схемою (навантаження ВМ на рівні 1 та 5 ГДК). Цеоліт вносили у ґрунт у кількості 42 г/кг ґрунту.

Результати вегетаційних дослідів наведені у таблиці 2.20.

Табл. 2.20

**Фітотоксичність суміші важких металів при вирощуванні ячменю та сої на чорноземі,
г/посудину**

Варіант	Суха маса, г
Ячмінь	
Контроль	0,46
Солі важких металів у дозі 1 ГДК	0,50
Солі важких металів у дозі 5 ГДК	–
НІР	0,6
Соя	
Контроль	0,68
Солі важких металів у дозі 1 ГДК	0,21
Солі важких металів у дозі 5 ГДК	–
Соя на фоні з внесенням цеоліту	
Контроль+цеоліт	0,64
Солі важких металів у дозі 1 ГДК+цеоліт	0,35
Солі важких металів у дозі 5 ГДК+цеоліт	–
НСР ₀₅	0,26

Дані дослідів свідчать про те, що солі важких металів у дозі 1ГДК на

чорноземі не знижують кількість наземної маси ячменю, у той час як надземна маса сої зменшувалась на 70%. При внесенні під сою цеоліту її вегетативна маса зменшувалась лише на 46%. Отже внесення цеоліту сприяло зменшенню фітотоксичності солей важких металів на рослини сої. У наступному досліді (дослід №6) мінерали (цеоліт – з Сокірницького родовища на Львівщині, сапоніт – з Ташковського родовища на Хмельниччині, бентоніт та палигорскіт – у Черкаському родовищі, глауконіт – Карачієвському родовищі) вносили у кількості 3,3 г на 1 кг ґрунту або 10 т/га. Важкі метали (свинець, кадмій та миш'як) вносили у виді солей $3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ у відповідних кількостях 0,025 г/кг, 0,24 г/кг, 0,053 г/кг що становило дозу 5 ГДК.

Облікові дані вегетаційного досліді з ячменем по вивченню ефективності детоксикації техногенно забруднених ґрунтів за допомогою мінералів-сорбентів з п'яти перспективних родовищ України наведені у таблиці 2.21.

Порівняння отриманих результатів свідчить, що внесення мінералів забезпечило додаток кореневої маси на рівні 20-61% тільки на чорноземі звичайному середньосуглинистому.

На лучно-чорноземному та дерново-опідзоленому ґрунті найбільш ефективним по зменшенню токсичності техногенне забрудненого субстрату виявилось додавання палигорскіту. Найбільшим впливом щодо підвищення біопродуктивності ячменю на чорноземі звичайному та дерново-опідзоленому ґрунті відзначалось додавання сапоніту. У вегетаційному досліді (дослід №7) на чорноземі звичайному по визначенню ефективності детоксикації важких металів за допомогою деяких сорбентів загальна фітотоксична дія важких металів призвела до зниження врожаю сої у варіанті 1 ГДК ВМ на 25%, а у варіанті 5 ГДК ВМ – на 45% у порівнянні з контролем (табл. 2.22).

Додаток цеоліту краще, ніж глауконіту подіяв на підвищення біопродуктивності рослин, яке було у варіанті 5 ГДКВМ + цеоліт – 90% відносно контролю. Отримані результати щодо ефективності застосування цеоліту для детоксикації ґрунтів узгоджуються і з іншими відомими дослідженнями.

Табл. 2.21.

**Фітотоксичність суміші важких металів (Pb, Cd, As)
при вирощуванні ячменю на трьох видах ґрунтів, г/посудину**

Мінерал-сорбент	Вегетативна маса	Коріння
Чорнозем звичайний		
Контроль	0,47	0,52
ВМ	0,46	0,37
Цеоліт + ВМ	0,46	0,62
Сапоніт + ВМ	0,53	0,73
Бентоніт + ВМ	0,43	0,58
Палигорскіт + ВМ	0,47	0,67
Глауконіт + ВМ	0,45	0,89
НСР ₀₅	0,07	0,185
Лучно-чорноземний ґрунт		
Контроль	0,45	0,86
ВМ	0,40	0,67
Цеоліт + ВМ	0,42	0,6
Сапоніт + ВМ	0,39	0,66
Бентоніт + ВМ	0,42	0,59
Палигорскіт + ВМ	0,40	0,69
Глауконіт + ВМ	0,43	0,67
Зелена безкарбонатна глина + ВМ	0,40	0,67
НСР ₀₅	0,05	0,171
Дерново-підзолистий ґрунт		
Контроль	0,44	1,30
ВМ	0,44	1,16
Цеоліт + ВМ	0,44	1,34
Сапоніт + ВМ	0,45	1,07
Бентоніт + ВМ	0,43	1,12
Палигорскіт + ВМ	0,41	1,37
Глауконіт + ВМ	0,42	0,84
НСР ₀₅	0,04	0,16

Табл. 2.22

**Біопродуктивність сої на фоні внесення важких металів
і мінералів-сорбентів, г/посудину**

Варіант	Суха маса, г
Контроль	4,07
Солі важких металів у дозі 1ГДК	3,07
Солі важких металів у дозі 5ГДК	2,06
Солі важких металів у дозі 5ГДК+цеоліт	3,65
Солі важких металів у дозі 5ГДК+глауконіт	3,4
НСР ₀₅	1,0

Зокрема додаток цеоліту у кількостях 0-5% від ваги ґрунту знижував рухомість свинцю у мулистій фракції ґрунту.

Результати аналізу ефективності внесення цеоліту та глауконіту до ґрунту, який було забруднено важкими металами наведено на рисунку 2.69.

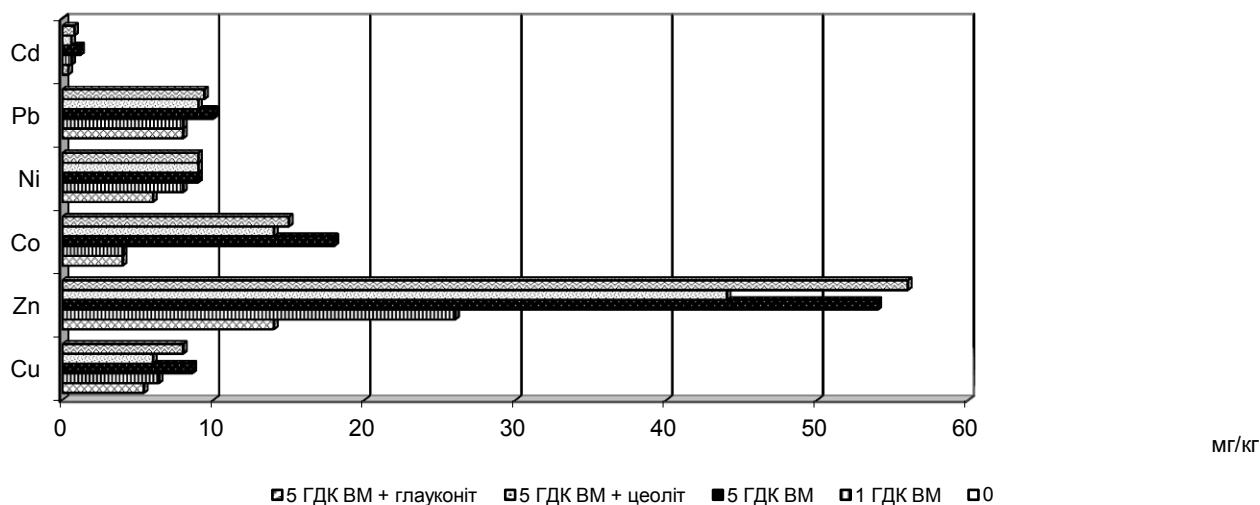


Рис. 2.69. Вміст важких металів у вегетативній масі сої на різних фонах

Внесення важких металів у дозі 5 ГДК ВМ призводило до підвищення концентрації цинку та кобальту у 4 рази, кадмію – у 3 рази, міді – на 60%, свинцю та нікелю відповідно на 30 та 50% у порівнянні з контролем.

Для поширення спектру досліджуваних сільськогосподарських культур щодо адаптивності до фітотоксичної дії важких металів провели два додаткових вегетаційних дослід з кукурудзою та амарантом (досліди №8 і 9). До кожних 5 кг ґрунту додавали важкі метали у кількості 1 та 5 ГДК, що значило відповідно для солі CuSO_4 – 1,25 та 6,25 г, ZnSO_4 – 1,15 та 5,52 г, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ – 0,24 та 1,2 г, $\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ – 0,025 та 0,12 г, MnCl_2 – 17,0 та 85,0 г. Час експозиції у досліді з кукурудзою та амарантом склав 60 діб. Результати досліджень наведені у таблиці 2.23. Порівняння отриманих даних з біопродуктивності рослин свідчить про те, що маса кукурудзи під впливом важких металів у дозі 1 ГДК зменшилась на 49%, а амаранту – на 68%. На дозі 5 ГДК рослини не сходили. Таким чином, кукурудза є більш стійкою культурою до фітотоксичної дії солей ніж амарант. Проміж тим, треба ураховувати, що амарант відзначається значно більшим коефіцієнтом поглинання важких металів, зокрема марганцю, ніж

кукурудза. Отже, він може бути використаний як своєрідний «біологічний насос» для очищення ґрунтів від рухливих форм важких металів.

Табл. 2.23

Фітотоксичність дії суміші важких металів на кукурудзу, та амарант

Варіант	Кількість рослин	Сира маса, г	Суха маса, г
Кукурудза			
Контроль	3	88,2	14,21
1ГДК важких металів	3	66,55	7,33
5ГДК важких металів	—	—	—
НСР ₀₅			3,15
Амарант			
Контроль	8	35,6	3,8
1ГДК важких металів	3	14,5	1,25
5ГДК важких металів	—	—	—
НСР ₀₅			3,26

Для вивчення ефекту післядії суміші важких металів з використанням гірчиці як біотесту у посудинах, де вирощувалась кукурудза заклали додатковий дослід №10. Тривалість дослідів – 6 тижнів. У кожную посудину висівали по 60 насінин. Попередником була кукурудза. Результати визначення фітотоксичності важких металів наведені у таблиці 2.24.

Табл. 2.24

**Фітотоксичність дії суміші важких металів
при вирощуванні гірчиці на чорноземі, г/посудину**

Варіант	Суха маса, г
Контроль	3,0
Солі важких металів у дозі 1ГДК	2,8
Солі важких металів у дозі 5ГДК	1,85
НСР ₀₅	1,35

За результатами вегетаційного дослідів з гірчицею дворічна післядія забруднення чорнозему важкими металами проявилась на істотно меншому рівні. Це ще раз свідчить на користь існування значної буферної ємності у чорноземного ґрунту. Було виявлено також і позитивний ефект деяких мінералів (цеоліт, палигорскіт) у разі підвищеного рівню забруднення ґрунту важкими металами. Разом з тим, треба ураховувати індивідуальні реакції

кожного виду рослини на присутність важких металів. Цей висновок підтверджує необхідність розробки стратегії підбору сільськогосподарських культур у сівозміну в умовах техногенного забруднення довкілля. Спектр поліелементної суміші важких металів був визначений з урахуванням їх пріоритетної присутності в існуючих аеротехногенних пилових індустріальних викидах (Kharytonov et al., 2007). Облікові дані врожайності насіння ячменю, зібраного у дворічних дослідках з штучним забрудненням ВМ на фоні застосування мінеральних добрив, наведені у таблиці 2.25.

Табл. 2.25

**Врожайність зерна ячменю у дослідках з штучним забрудненням
на фоні застосування мінеральних добрив**

Варіант	Врожайність зерна, ц/га	
	1 й рік	2 й рік
Важкі метали (ВМ) – 1 ГДК	35,0±0,75	13,0±1,45
(NacP)60	51,5±1,12	20,7±1,4
(NmP)60	53,0±0,9	22,6±2,0
(NacP)60+ВМ	53,5±0,99	18,8±1,37
(NmP)60+ВМ	54,0±0,44	20,9±1,3
Контроль	34,0±0,59	12,3±0,66
НСР	2,43	3,83

Порівняльний аналіз даних обліку біопродуктивності ячменю засвідчив, що важкі метали, внесені у ґрунт у дозі 1 ГДК не заподіяли пригніченню росту рослин ячменю, на фоні мінеральних добрив, призвели до підвищення врожаю додатково на 2-4 ц/га. Такий результат обумовлений тим, що більша частина важких металів була нейтралізована (поглинена) ґрунтовими мінералами та гумусом, а інша – «працювала» як мікродобрива.

Результати двох польових дослідів з вивчення вмісту важких металів у зерні наведені на рисунку 2.70.

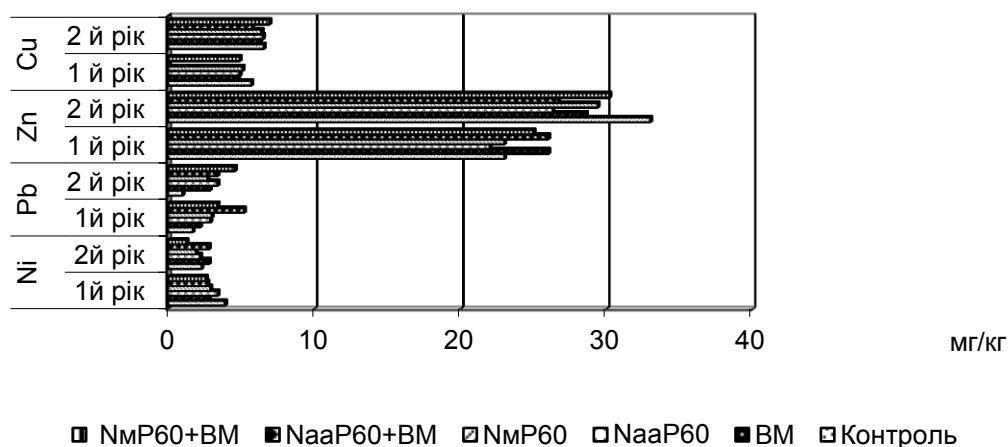


Рис. 2.70. Вміст важких металів у зерні ячменю у досліді з техногенним забрудненням ґрунту важкими металами на різних агрофонах

Як виходить із порівняння варіантів дослідів з ячменем, відрізнєння у концентраціях елементів – забруднювачів у зразках зерна ячменю були незначними. Внесення додаткової кількості мінеральних добрив на фоні ВМ призводило до підвищення врожайності ячменя, що сприяє їх більшому виносу завдяки відомому феномену «біологічного розведення». Проведені мікропольові досліді виявили тенденцію більшої ефективності від внесення карбамідної форми мінеральних добрив в умовах техногенного забруднення. Беручи до уваги дані щодо пригнічення ферментативної активності чорноземів важкими металами в умовах аеротехногенного забруднення в Кривбасі, цілком можливим є розвиток процесів техногенної деградації чорноземів і, як наслідок – зниження здатності нормального перебігу трансформації молекулярного та нітратного азоту азотних сполук в основних ланках його кругообігу. Солі важких металів вносили в дослідні ділянки в дозах: CuSO_4 , ZnSO_4 , $\text{Pb}(\text{OH})_2$ – 30kg/ha, FeCl_3 , $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$ – 3kg/ha. Застосування гуматних препаратів перевірено в кількох польових випробуваннях (А – внесення в ґрунт, Б – обробка насіння перед посівом, В – обробка посіву). Вплив гумінових речовин на ріст ячменю на забруднених важкими металами ґрунтах вивчали в польових дослідіах (табл. 2.26). Поєднання двох видів обробок (А+Б) застосування гумінової речовини, призводить переважно до підвищення біопродуктивності ячменю.

Табл. 2.26.

Вплив гумінових речовин на ріст ячменю на фоні забруднення ґрунту важкими металами, г м⁻²

Обробка	Сировина, країна	Урожай, г/м ²
Контроль	Без обробки	315
А	Буре вугілля, Казахстан	435
А+С		392
А+В		419
А+В+С		255
А+В	Буре вугілля, Україна	343
А+В+С		331
А+В	Верховий торф, Україна	348
А+В+С		300
А+В	Низинний торф, Україна	288
А+В+С		275
НСР = 46		

Внесення гуматів в ґрунт вивчали також як пом'якшуючий засіб у наступному польовому досліді на спільному фоні штучного забруднення сумішшю важких металів (рис. 2.71). Обробка В із застосуванням гуматів забезпечила більш стійкий ефект захисту від забруднення важкими металами.

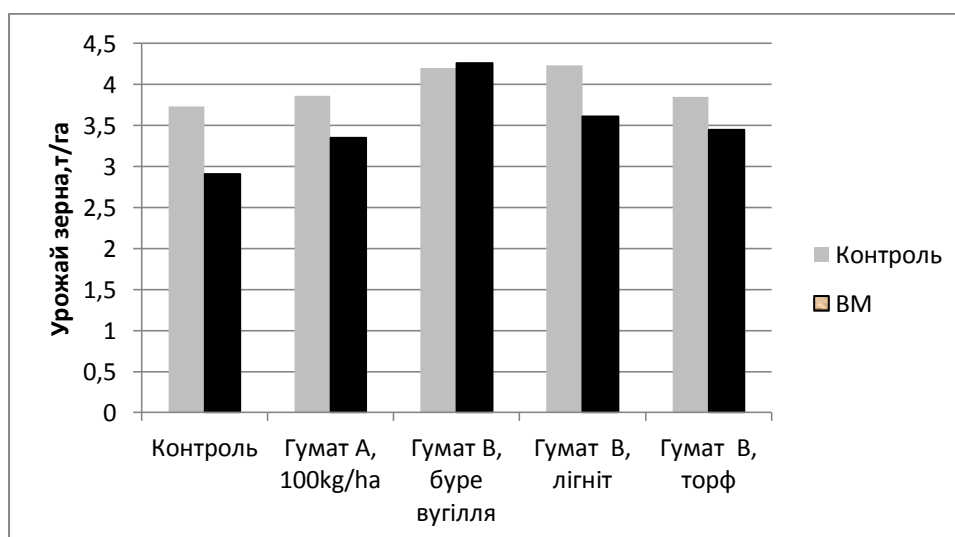


Рис. 2.71. Антидотна дія гуматів на ріст ячменю на фоні спільного забруднення важкими металами, т/га.

Більш позитивний вплив на ріст ячменю зафіксовано у гумату з бурого вугілля.

ВИСНОВКИ

Потужна експлуатація сировинної бази корисних копалин підприємствами гірничодобувної промисловості за останні десятиріччя призвела до суттєвої екологічної шкоди внаслідок техногенного порушення і забруднення всіх компонентів природного середовища в світі.

Отже, проблемним впливом гірничодобувної та гірничо-металургійної діяльності на довкілля на земній поверхні є відходи видобутку та аеротехногенне забруднення територій. Це потребує реалізації складних техногенних ресурсних циклів, біологічної рекультивації та ремедіації ґрунтів. Техногенні пустирі, зазвичай, охоплюють оголену територію, відвали пухкого ґрунту, пусту породу та поверхні розкритих порід, просівші ділянки та інші землі, деградовані гірничими спорудами, серед яких пусті породи часто створюють надзвичайні стресові умови для відновлення. Видобуток корисних копалин порушує естетику ландшафту, а також порушує такі компоненти ґрунту, як ґрунтові генетичні горизонти, структуру, популяції ґрунтових мікробів та цикли поживних речовин, які мають вирішальне значення для підтримки здорової екосистеми, і, отже, призводить до руйнування існуючої рослинності та ґрунтового профілю. З виносом на земну поверхню розкритих гірських порід різні форми хімічних елементів опиняються під впливом кисню та води, тобто процеси вивітрювання різко пришвидшуються, створюючи підвищену міграцію та вилугування металів в підземні води. В результаті цього в місцях складування відходів можуть утворюватись нові екологічно небезпечні речовини, які при проникненні в біосферу будуть спричиняти велику загрозу для біоти. Екологічна безпека відновлення техногенне порушених та забруднених земель стала важливою складовою стратегії сталого розвитку в країнах східної та центральної Європи. Належне планування та управління навколишнім середовищем зводять до мінімуму вплив видобутку та переробки корисних копалин на навколишнє середовище та допомагають зберегти його екологічне різноманіття.

Перелік літературних джерел

- 1.Артемчук В.А., Грибан О.А. 2010. Информационно - аналитическая система эколого-энергетического мониторинга. Моделювання та інформаційні технології. Т. 1, спец. вип. С. 120-128.
- 2.Белова Н.А. Травлеев А.П.. 1998 Лес и степные почвы. Днепропетровск: Зоря, 1998. – 200 с.
- 3.Бендер Я. Почвообразование на отвальных породах в аспекте современных достижений в рекультивации. Разработка способов рекультивации ландшафтов, нарушенных промышленной деятельностью. – К.: Кони, 1990. – Т. 1. – С. 1-22.
- 4.Бенселгуб А.М., Харитонов М.М. 2016. Особенности загрязнения тяжелыми металлами почв города Алжир. Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. Дніпропетровськ. – № 2. – С.32-36.
- 5.Геник Я.В. 1994. Нагромадження важких металів у ґрунтах та фітомасі комплексної зеленої зони міста Львова : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : спец. 06.03.01 «Лісові культури та фітомеліорація». Львів, – 24 с.
- 6.Гіроль М.М., Ниник Л.Р., Чабан В.Й. Техногенна безпека. Рівне: УДУВГП, 2004. 452 с
- 7.Гололобова О.О. 2011. Оцінка поліелементного забруднення ґрунтів територій різного рівня антропогенного навантаження.Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 1-2. – С. 118 125.
- 8.Горб А.С., Дук Н.М. 2006. Клімат Дніпропетровської області: монографія – Днепропетровск: ДНУ. – 204 с.
- 9.Гринь Г.С. 1969. Галогенез лессовых почво-грунтов Украины. – К.: Урожай. – 218 с.
- 10.Гришко В.М., Піскова О.М.. 2014.Особливості аккумуляції важких металів у листках деревних рослин при аерогенному забрудненні екотопів. Інтродукція рослин,– № 1.–С.93-100
- 11.Грицан Н.П., Шпак Н.В. 1998. Экологические основы природопользования. Под ред. Н.П.Грицан. - Днепропетровск: ИППЭ НАН Украины.– 409с.
- 12.Зберовский А.В.1997. Охрана атмосферы в экосистеме «Карьер – окружающая среда-человек». – Днепропетровск,РИО АП ДКТ. – 136с.
- 13.Евграшкина Г.П., Харитонов Н.Н. 2007. К проблеме рекультивации шахтных отвалов в Западном Донбассе. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – К., № 3 (39). – С. 13-20.
- 14.Етеревская Л.В. 1977. Рекультивация земель, К.: Урожай. – 128 с.

- 15.Илькун Г.М. 1978. Загрязнение атмосферы и растения. К.Наукова думка–248 с.
- 16.Карнаух М. Г., Луговський С. П., Вищипан В. П., Гапон В. О. 2007. Вплив компонентів техногенного навантаження від виробничої діяльності підприємств гірничо-металургійного комплексу на стан здоров'я населення Криворізького регіону [Текст] / Вісник КТУ [Текст]. – Кривий Ріг, Вип. 16. – С.150-153
- 17.Клименко М.О., Прищепя А.М., Вознюк Н.М. 2004.Моніторинг довкілля. Навч посібник/ За редакцією Клименка М.О. Рівне:УДУВГП, 232 с.
- 18.Клиценко Г.Т. Минеральное питание сельскохозяйственных животных – [2-е изд.]. – К. : Урожай, 1980. – 168 с.
- 19.Коз'якова Н.О., Кавецький В.М. 2001. Підхід до оцінки фітотоксичності ґрунту в умовах його забруднення Cd та Pb. Вісн. аграр. науки Причорномор'я. Вип. 3(12), Т. 2. – С. 63–69.
- 20.Копач П.И., Шапарь А.Г., Шварцман В.М. Техногенез и кислотные дожди.– К.: Наукова думка, 2006. – 173 с.
- 21.Копач П.И., Шварцман В.М. 2001. Механизм образования кислотных дождей из выбросов крупной промышленной агломерации. Технополис. № 7. - С. 27-29.
- 22.Корабльова А.И. 1999. Екологія: взаємовідносини людини і середовища. Дніпропетровськ, "Поліграфіст"– 255с.
- 23.Лазаренко П.И. 1995.Эколого-биологические основы сельскохозяйственного районирования территорий/П.И.Лазаренко. – Днепропетровск:Пороги, – 476 с.
- 24.Макаренко Н. 2001. Контроль за вмістом важких металів у ґрунті. Вісник аграрної науки. - № 4. - С. 55-57
- 25.Макаренко Н.А. 2008. Екологічна оцінка регіону для створення спеціальних сировинних зон. Таврійський науковий вісник: Науковий журнал. – Вип.58. – Херсон: Айлант.– С. 313-319
- 26.Мальований М.С., Боголюбов В.М., Шаніна Т.П., Шмандій В.М., Сафранов Т.А. 2013. Техноекологія: підручник / За ред. М.С.Мальованого. – Львів: Національний університет «Львівська політехніка». – 424 с
- 27.Масюк Н.Т. 1989. Введение в сельскохозяйственную экологию. – Днепропетровск. – 180 с.
- 28.Масюк М.Т. Особенности формирования естественных и культурных фитоценозов на вскрышных горных породах в местах произведенной добычи полезных ископаемых. Рекультивация земель: Тр. ДСХИ. – Днепропетровск, 1974. – Т. 26. – С. 62-105.

- 29.Некос В.Ю., Максименко Н. В., Владимірова О. Г., Шевченко А. Ю. 2007. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Підручник для екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів з грифом МОНУ. - Вид 2-ге доп. перероб. - Х.: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 288с.
- 30.Новоторов А.С., Цемко В.П., Шостак Л.Б. 1993. Социально-экономическая и экологическая обусловленность научно-технической политики в землепользовании Украины. СОПС Украины. – К.: АН Украины, 1993.– 46 с.
- 31.Оберняк І.М. 1999. Земельні ресурси Дніпропетровської області: сучасне і майбутнє . Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. Вип. 1-2. – С. 21-43
- 32.Палій В.М. 2000. Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська. – К.: Фенікс– 108 с.
- 33.Панас Р. Н. 2018. Рекультивация земель. Новый світ-2000. –224с.
- 34.Пелипець М.В. 2000.Форми знаходження важких металів у ґрунтах міста Львова та його околиць: автореф. дис. ... канд. геол. наук : 04.00.02 «Геохімія» – Львів, – 20 с.
- 35.Петрик, Ю., Непошивайленко, Н., & Грицан, Ю. 2023. Оцінка якості довкілля за показниками флюктууючої асиметрії урботехногенного середовища м. Кам'янське. *Scientific Collection «InterConf»*, (182), 184–187
- 36.Ричак Н.Л. 2006. Поведінка важких металів у ґрунтових покривах міських ландшафтів Вісн. СумДУ. – 2006. – № 5 (89). –С. 145-148.
- 37.Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Ворон В.П., Лучникова Є.В., 2009. Моніторинг забруднення снігового покриву важкими металами в зонах сталих аеротехногенних емісій забруднювачів. Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія, 26, 111-121
- 38.Сафронов Т.А. 2003. Екологічні основи природокористування. Львів: Новий Світ-2000, 248 с.
- 39.Сердюк А.М. 1996. Екологічна безпека України. Довкілля та здоров'я. - №1, 4-7.
- 40.Сердюк С.М. 2004. Екологічна оцінка забруднення важкими металами урбанізованих територій Дніпровсько-Дзержинської агломерації : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 «Екологія» Дніпропетровськ, – 20 с.
- 41.Сохніч А.Я. 1997.Моніторинг земель. – Львов, 1997. – 131 с.
- 42.Сытник К.М., Брайон А.Б., Гордецкий А.В. 1987. Биосфера. Экология. Охрана природы. Справочное пособие. К.Наукова думка. – 524 с.
- 43.Тарасова В.В., Малиновський А.С., Рибак М.Ф. 2007. Екологічна стандартизація і нормування антропогенного навантаження на природне середовище. Навч. посібник. – К.: Центр учбової літератури. – 276 с.

- 44.Федишин Б. М., Борисюк Б. В., Вовк М.В. 2003.Хімія та екологія атмосфери. К.: Алерта, 272 с.
- 45.Філіна Т.В. 2000.Вплив промислових викидів на активність оксидоредуктаз ґрунтів лісостепових біогеоценозів. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель. – Д.: ДДУ, – Вип. 4. – С. 142-147.
- 46.Фурдичко О.І., Славов В.П., Войцицький А.П. 2008. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище : Навч.посіб./За наук.ред.О.І.Фурдичка . – К.Основа. 360с.
- 47.Харитонов М. М Бенселгуб А. М., Шупранова Л. В., Хлопова В. М. 2014. Екологічна оцінка аеротехногенного забруднення довкілля у Дніпропетровському індустріальному регіоні. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Біологія, біотехнологія, екологія. 204. - С. 65-73.
- 48.Харитонов М.М., Станкевич С.А., Клименко О.Є., Хлопова В.М. 2014.Визначення стійкості сортів кісточкових рослин до кислотних дощів, обумовлених утворенням аерозолів. Scientific Progress & Innovations, 4, 15-19
- 49.Шапар А.Г. 2001. Проблеми сталого розвитку і забезпеченість природними ресурсами. Екологія і природокористування: збірник наук. праць. – Дніпропетровськ. Вип. № 3, 7-23.
- 50.Шапарь А.Г., Копач П.И., Шварцман В.М.2001. Особенности трансформации загрязнителей атмосферы в зоне действия горно-металлургического комплекса. Metallургическая и горнорудная пром-сть. № 2, 121-124.
- 51.Шепак В.В. 2017. Моніторинг та охорона земель: навч. посіб. Полтава : ПолтНТУ, 120 с.
- 52.Шматков Г.Г. , 2001. Система регионального экологического мониторинга СЭМ «Приднепровье». Екологія і природокористування: збірник наук. праць. – Дніпропетровськ. Вип. № 3, 131-134.
- 53.Шупранова Л. В., Більчук В. С., Місюра А. М. 2006.Фізіолого-біохімічні особливості проростків *raphanus sativus* при пророщуванні на водних витяжках із ґрунтів техногенних територій. Biosystem Diversity. 6(6), 202-207
- 54.Abedghars M. T., Hadji A., Bouhouch S. 2011. Monitoring of air quality in an iron foundry (Case of NO_x, SO₂, benzene and dust) J. Mater. Environ. Sci. 2 (S1), 501-506
- 55.Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., and Powlson, D.S. 1991. Farming fertilizers and the nitrate problem. CAB International, Wallingford, UK. 176 pp.
- 56.Allen, M.F., and Friese, C.F. 1992. Mycorrhize and reclamation success: importance and measurement. In: Chambers,J.C., Wade, G.L. (Ed.), Evaluating

reclamation success: the ecological considerations, USDA Forest Service General Technical Report, 17-25.

57.Alloway B. 1995. Heavy Metals in Soils, 2nd edn. Blackie Academic and Professional, London. 368 p.

58.Amirat M., Maatoug M., Belkhodja M. and Hellal B. 2008.Study of the effect of physical and chemical parameters of agricultural soil on lead concentrations.” Arab Gulf Journal of Scientific Research AGJSR, 26 (4), 229-236

59.Anisimova L.B., Gritsan N.P., Kharytonov M.M.2009. Land Distribution and Assessment in the Ukrainian Steppe within the Dnipropetrovsk Region. Regional Aspects of Climate –Terrestrial –Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe, Springer,201-210

60.Arriagada, C.A., Herrera, M.A., and Ocampo, J.A. 2005. Contribution of arbuscular mycorrhiza and saprobe fungi to the tolerance of Eucalyptus globules to Pb. Water, Air and Soil pollut. 166, 31-47.

61.Arriagada, C.A., Herrera, M.A., Garcia-Romera, I., and Ocampo, J.A. 2004. Tolerance of cadmium of soybean (*Glycine max*) and eucalyptus (*Eucalyptus globules*) inoculated with arbuscular mycorrhiza and saprobe fungi.Symbiosis 36 (3), 285-299.

62.Arogunjo AM. 2007 Heavy metal composition of some solid minerals in Nigeria and their health implications to the environment. Pak J Biol Sci. 2007;10:4438 43.

63.Babiy A.P., Kharytonov M.M., Gritsan N.P. 2003, Connection between emissions and concentrations of atmospheric pollutants, D. Melas and D.Syrakov (eds.), Air Pollution Processes in Regional Scale, NATO Science Series, IV: Earth and environmental sciences. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands, 11-19

64.Baize D. and Sterckeman T., 2001. Of the Necessity of Knowledge of the Natural Pedo-Geochemical Background Content in the Evaluation of the Contamination of Soils by Trace Elements,” Science of the Total Environment, 264, 1-2, 127-139

65.Barnekow, U. and Paul, M. 2013. Fifteen years of design, construction and monitoring of soil covers on Wismut’s uranium mining legacy sites – a synopsis, in M Tibbett, AB Fourie & C Digby (eds), Mine Closure 2013: Proceedings of the Eighth International Seminar on Mine Closure, Australian Centre for Geomechanics, Cornwall, 109-122

66.Barrientos, E. and Ajmone-Marsan, E. 2007. Potential toxic elements contamination in urban soils: a comparison of three European cities. Journal of Environmental Quality–36,70 – 79.

67.Bender J. 1983.Theoretical basis of technogenic landscape recultivation.

Proceedings of the International Conference. Gyongyos, 160-168.

68.Bennett, K 2016. Abandoned mines - environmental, social and economic challenges', in AB Fourie & M Tibbett (eds), *Mine Closure 2016: Proceedings of the 11th International Conference on Mine Closure*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, 241-252,

69.Barcelo, J., and Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contribution to Science* 2(3), 333-344.

70.Benselhoub, A., Kharytonov, M., Bounouala, M., Chaabia, R., & Idres, A. 2015. Airborn soils pollution evaluation with heavy metals in Annaba region (Algeria). *Metallurgical and Mining Industry*, (7), 32-35.

71.Benselhoub A.M., Kharytonov M.M., Zaichenko A.O., Stankevich S.A. 2016. Environmental risks of man-made air pollution in Grand Algiers. *Physics of atmosphere, ocean and space plasma journal*. 18B, 43-51

72.Bentham, H., Harris, J. A., Birch, P., and Short, K. C. 1992. Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physico-chemical characteristics. *The Journal of Applied Ecology* 29(3), 711-718.

73.Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Qiu, G., Li, G., Li, F., Liu, T., Fu, Z., Jin, Z.. 2006. Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China. *Environ. Int.* 32, 883-890

74.Biasioli, M., Gr?man, H., Kralj, T., Madrid, F., Diaz-Barrientos, E. and Ajmone-Marsan, E. 2007. Potential toxic elements contamination in urban soils: a mparison of three European cities. *Journal of Environmental Quality*, 36, 70 – 79.

75.Biasioli M., Barberis R., Ajmone-Marsan F., 2006, The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Science of the Total Environment*, 356, 154 – 164.

76.Biliaiev M. M., Rusakova T. I., Kolesnik V. Ye., Pavlichenko A. V. 2017, Determination of areas of atmospheric air pollution by sulfur oxide emissions from mining and metallurgical and energy generating enterprises. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. № 3, 100-106.

77.Birmili W., Schepanski K., Ansmann A., Spindler G., Tegen I., Wehner B., Nowak A., Reimer E., Mattis I., Muller K., Bruggemann E., Gnauk T., Herrmann H., Wiedensohler A., Althausen D., Schladitz A., Tuch T., and Loschau G. 2008. A case of extreme particulate matter concentrations over Central Europe caused by dust emitted over the southern Ukraine *Atmos. Chem. Phys.* 8, 997–1016.

78.Bradford M.M. 1976. A rapid and sensitive method for quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein dye binding. *Anal. Biochem.*, 248-254.

79.Brunori, C, Cremisini, C, Massanisso, P, Pinto, V, Torricelli, L. 2005. Reuse

of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility. *J Hazard Mat* 117(1),55-63

80.Caravaca, F., Alguacil, M. M., Figueroa, D., Barea, J. M., and Roldan, A. 2003. Re-establishment of *retama sphaerocarpa* as a target species of reclamation of soil physical and biological properties in a semi arid mediterranean land. *Forest Ecology and Management* 182(1), 49-58.

81.Caravaca, F., Hernandez, M.T., Garcia, C., and Roldan, A. 2002. Improvement of rhizosphere aggregates stability of afforested semi- arid, plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma* 108, 133-144.

82.Ceccanti, B., Pezarossa, B., Gallardo-Lancho, F.J., and Masciandaro, G. 1994. Bio tests as a marker of soil utilization and fertility. *Geomicrobiology Journal* 11, 309-316.

83.Chaney, R.L., Angle, J.S., Broadhurst, C.L., Peters, C.A., Tappero, R.V., and Donald, L.S. 2007. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal Environmental Quality* 36, 1429-14423.

84.Chen, X., Zhang, H., Wong, C. U. I., Li, F., & Xie, S. 2024. Assessment of Heavy Metal Contamination and Ecological Risk in Soil within the Zheng–Bian–Luo Urban Agglomeration. *Processes*, 12(5), 996. <https://doi.org/10.3390/pr12050996>

85.Chen, T. B., Zheng, Y. M., Lei, M., Huang, Z. C., Wu, H. T., Chen, H., Fan, K. K., Yu, K., Wu, X. and Tian, Q. Z. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60, 542 – 551.

86.Chirenje, T., Ma, L. Q., Reeves, M. and Szulczewski, M. 2004. Lead distribution in near-surface soils of two Florida cities: Gainesville and Miami. *Geoderma*, 119, 113 – 120.

87.Coates, W. 2005. Tree species selection for a mine tailings bioremediation project in Peru. *Biomass Bioenergy* 28(4), 418-423.

88.Conesa, H.M., Garcia, G., Faz, A., and Arnaldos, R. 2007b. Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Union Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere* 68, 1180-1185.

89.Conesa, H.M., Schulin, R., and Nowack, B. 2007a. A laboratory study on revegetation and metal uptake in native plant species from neutral mine tailings. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183 (1- 4), 201-212.

90.Coppin, N.J., and Bradshaw, A.D. 1982. The establishment of vegetation in quarries and open-pit non-metal mines. *Mining Journal Books*, London, 112 p.

91.Cohan, A., Eiguren-Fernandez, A., Miguel, A.H., Dabdub, D. , 2013. Secondary organic aerosol formation from naphthalene roadway emissions in the

South Coast Air Basin of California, *International Journal Environment and Pollution*, 52, (3/4), 206-224

92. Crutzen P.J. 2004. New directions: the growing urban heat and pollution “island” effect - impact on chemistry and climate. *Atmospheric Environment* 38, 3539-3540, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.03.032.

93. Daft, M. J., and Hacskeylo, E. 1976. Arbuscular mycorrhizas in the anthracite and bituminous coal wastes of Pennsylvania. *Journal Applied Ecology* 13, 523-530.

94. Daniels, W. L. 1999. Creation and Management of Productive Mine Soils, Powell River Project Reclamation Guide lines for Surface-Mined Land in Southwest Virginia. <http://www.ext.vt.edu/pubs/mines/460-121/460-121.html>.

95. Das, M., and Maiti, S.K. 2005. Metal mine waste and phytoremediation. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution* 4(1), 169-176.

Davies, R., and Hodgkinson, R., Younger, A. and Chapman, R. 1995. Nitrogen loss from a soil restored after surface mining. *Journal Environmental Quality* 24, 1215-1222.

96. Davies, R., and Younger, A. 1994. The effect of different post- restoration cropping regimes on some physical properties of a restored soil. *Soil Use and Management* 10, 55-60.

97. Dexter, A.R. 1988. Advances in the characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research* 11, 199-238.

98. Donahue, R.L., Miller, R.W., and Shickluna, J.C. 1990. *Soils: An introduction to soils and plant growth* (5th ed.). Prentice-Hall, 234 p.

99. Dolezalova Weissmannova H., Pavlovsky, J. and Chovanec, P. 2015. Heavy metal Contaminations of Urban soils in Ostrava, Czech Republic: Assessment of Metal Pollution and using Principal Component Analysis. *Int. J. Environ. Res.* 9(2):683-696

100. Dolezalova Weissmannova, H. and Debnarova, A. 2011. Assessment of heavy metal pollution (Cd, Cu, Pb, Hg) in urban soils of roadsides in Brno. *Transactions on Transport Science*, 4, 147 – 156.

101. Duccer W.M., Ting I.P. 1970. Air Pollution Oxidants – Their Effects on Metabolic Processes in Plants. *Annual Review of Plant Physiology*. 21, 215-234

102. Dufour A., Amodei M., Ancellet G., Peuch V.-H. 2004, Observed and modelled “chemical weather” during ESCOMPTE, *Atmos. Res.*, 74, 161–189, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.04.013>.

103. Duka Y.D., Ilchenko S.I., Kharytonov M.M., Vasylyeva T.L. 2011. Impact of open manganese mines on the health of children dwelling in the surrounding area. *Health Threats Journal* 4: 7110,1-6

104. Edgerton, D.L., Harris, J. A., Birch, P., and Bullock, P. 1995. Linear

relationship between aggregate stability and microbial biomass in three restored soils. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1499-1501.

105.Eisler, R. 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazard to Humans, Plants and Animals. In: Metals, Lewis Publisherse CRC Press, Boca Raton. vol. I.

106.Elkins, N.Z., Parker, L.W., Aldon, E., and Whitford, W.G. 1984. Responses of soil biota to organic amendments in stripmine spoil in northwestern New Mexico. *Journal Environmental Quality* 13, 215-219.

107.ENMR-The European Network of Mining Regions 2006. Towards a roadmap for European mining regions. ENMR Special Publication, ENMR Secretariat, MalöMunicipality, Sweden. 36 p.

108.Faiz, A., Weaver, C.S., Walsh, M.P., Gautam, S.D., Chan, L.M. 1996, Air pollution from motor vehicles: standards and technologies for controlling emissions, 246p.

109.Fang JY, Phibbs FT, Davis TL. 2009. Spectrum of movement disorders in professional welders. *Bratisl Lek Listy*. 2009;110: 358 60.

110.Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters.*Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 169-174.

111.Ge, Y., Murray, P., Hendershot, W.H., 2000. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution* 107, 137-144.

112.Ghorani-Azam A., Riahi-Zanjani B., Mahdi Balali-Mood M., 2016, Effects of air pollution on human health and practical measures for prevention in Iran. *Journal of Research in Medical Sciences*. 21: 65, doi: [10.4103/1735-1995.189646](https://doi.org/10.4103/1735-1995.189646)

113.Ghose, M.K. 1989. Land reclamation and protection of environment from the effect of coal mining operation. *Mine technology* 10(5), 35-39.

114.Ghose, M.K. 2005. Soil conservation for rehabilitation and revegetation of mine-degraded land. *TIDEE – TERI Information Digest on Energy and Environment* 4(2), 137-150.

115.Ghosh, A.B., Bajaj, J.C., Hassan, R., and Singh, D. 1983. Soil and water testing methods- A laboratory manual, IARI, New Delhi, 31-36.

116.Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., and Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 877-887.

117.Ginocchio, R., Baker, J.M., Cucuzza, J. 2004. Phytoremediation, emerging technologies for mine restoration. *Mining Environmental Management*. 10p.

118.Gispert, M., Pardini, G., Colldecarrera, M., Emran, M., Doni, S. 2017. Water erosion and soil properties patterns along selected rainfall events in cultivated

and abandoned terraced fields under renaturalisation, *Catena*, 155, 114-126, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.010>

119.Gitt, M. J., and Dollhopf, D. J. 1991. Coal waste reclamation using automated weathering to predict lime requirement. *Journal Environmental Quality* 20, 285-288.

120.Glick, B.R., Patten, C.L., Holguin, G., and Penrose, D.M. 1999. Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth-promoting bacteria. Imperial College Press, London, UK.280p.

121.Gould, A. B., and Hendrix, J.W. 1998. Relationship of mycorrhizal activity to time following reclamation of surface mine land in western Kentucky. II Mycorrhizal fungal communities. *Canadian Journal Botany* 76, 204-212.

122.Gould, A.B., Hendrix, J. W., and Ferriss, R. S. 1996. Relationship of mycorrhizal activity to time following reclamation of surface mine land in western Kentucky. I Propagule and spore population densities. *Canadian Journal Botany* 74, 247-261.

123.Gregorich, E.G., Kachanoski, R.G., and Voroney, R.P. 1989. Carbon mineralization in soil size fractions after various amounts of aggregate disruption. *Journal of Soil Science* 40,649-659.

124.Goovaerts, P.. 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89, 1-45

125.Guan Y., Shao C., Ju M., 2014, Heavy Metal Contamination Assessment and Partition for Industrial and Mining Gathering Areas *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11:7286-7303, doi:10.3390/ijerph110707286.

126.Hagen, M., Kunze, C. and Schmidt, P. 2005. Decommissioning and rehabilitation of uranium and thorium production facilities, *Kerntechnik*, Vol. 70, No. 1-2. Carl Hanser Verlag München, 91-99.

127.Hall, J.E.1984. The cumulative and residual effects of sewage sludge nitrogen on crop growth. In J.H.Williams et al.,(ed) Long- term effect of sewage sludge and farm slurries applications. Elsevier Applied Sci. Publ., London,73-83.

128.Hao, X. Z., Zhou, D. M., Wang, Y. J., and Chen, H.M. 2004. Study of rye grass in copper mine tailing treated with peat and chemical fertilizer. *Acta Pedol Sin* 41(4), 645-648.

129.Hattab, N., Motelica-Heino, M., Faure,O., Bouchardon, J.L. 2015. Effect of fresh and mature organic amendments on the phytoremediation of technosols contaminated with high concentrations of trace elements, *Journal of Environmental Management*, 159, 37-47, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.012>

130.Harris, J.P., Birch, P., and Short, K.C. 1989. Changes in the microbial community and physio-chemical characteristics of top soils stockpiled during opencast mining. *Soil Use Management* 5, 161-168.

- 131.Havrilla C.A., Villarreal M.L., Di Biase J.L., Duniway M.C., Barger N.N. 2020. Ultra-high-resolution mapping of biocrusts with Unmanned Aerial Systems Ultra-high-resolution mapping of biocrusts with Unmanned Aerial Systems Special Issue:Land cover mapping with ultra high resolution aerial imagery. Remote Sensing in Ecology and Conservation. 6(4),441-456<https://doi.org/10.1002/rse2.180>
- 132.Heras, M.M.L. 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149, 249-256.
- 133.Hu, Z., Caudle, R.D., and Chong, S.K. 1992. Evaluation of firm land reclamation effectiveness based on reclaimed mine properties. *International Journal of Surface Mining Reclamation and Environment* 6,129- 135.
- 134.Jha, A.K., and Singh, J.S. 1993. Growth performance of certain directly seeded plants on mine spoil in a dry tropical environment, *India Forest* 119,920-927.
- 135.Johnson, D.B., and Williamson, J.C. 1994. Conservation of mineral nitrogen in restored soils at opencast mines sites: I.Result from field studies of nitrogen transformations following restoration. *European Journal of Soil Science* 45, 311-317.
- 136.Johnson, D.B., Williamson, J.C., and Bailey, A.J. 1991. Microbiology of soils at opencast sites. I. Short and Long- term transformation in stockpiled soils. *Journal of Soil Science* 42, 1-8.
- 137.Jordan, F.L., Robin-Abbott, M., Maier, R.M., and Glenn, E.P. 2002. A comparison of chelator-facilitated metal uptake by a halophytes and a glycophyte. *Environment Toxicology Chemistry* 21, 2698-2704.
- 138.Joshi U. M., Balasubramanian R. 2010. Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff. *Chemosphere*, 80, 310 – 318, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.03.059>.
- 139.Johansson C., Norma M., Burman L.2009. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment*, 43, 4681 – 4688, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.024>
- 140.Jarva, J., Tarvainen, T., Lintinen, P. and Reinikainen, J. 2009. Chemical Characterization of Metal Contaminated Soil in Two Study Areas in Finland. *Water Air Soil Pollution*, 198, 373 – 39
- 141.Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P. 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy)/. *Envi-ronmental Pollution*. 124, 247-256.
- Isermann, K. 1994. Agriculture's share in emission of trace gases affecting the climate and some cause oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution* 83,95-111.
- 142.Izquierdo, I., Caravaca, F., Alguacil, M.M., Hernandez, G., and Roldan, A.

2005. Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. *Applied Soil Ecology* 30, 3-10.

143.Kavamura, V.N., and Esposito, E. 2010. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soil polluted with heavy metals. *Biotechnology Advances* 28, 61-69.

144.Kay, B.D. 1990. Rate of change of soil structure under different cropping systems. In: *Advances in soil structure*. Vol.12, Springer- Verlag. New York, 1-52.

145.Kenny, D.R., and Bremner, J.M. 1966. Chemical index of soil nitrogen availability. *Nature* 211, 892- 893.

146.Khan, A.G. 2004. Mycotrophy and its significance in wetland ecology and wetland management. In: Wong, M.H.(Ed.), *Developments in ecosystems volume 1*, Elsevier, Northhampton, UK, 97–114.

147.Khan, A.G., 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace lement contaminated soils in phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 18(4), 355-364.

148.Kundu, N.K., and Ghose, M.K. 1997. Soil profile Characteristic in Rajmahal Coalfield area. *Indian Journal of Soil and Water Conservation* 25 (1), 28-32.

149.Kundu, N.K., and Ghose, M.K. 1998a. Status of soil quality in subsided areas caused by underground coal mining. *Indian Journal of Soil and Water Conservation* 25 (2), 110-113.

150.Kundu, N.K., and Ghose, M.K. 1998b. Studies on the existing plant communities in Eastern coalfield areas with a view to reclamation of mined out lands. *Journal of Environmental Biology* 19 (1), 83-89.

151.Karnaukh M. Lugovskoy S. 2008.Social, medical and environmental consequences of mining and metallurgical complex activity in the Krivorozhsky region and decision making. In: Barnes I., Kharytonov M., editors. *Simulation and assessment of chemical processes in a multiphase environment NATO science for peace and security series C: Environmental security*. Dordrecht, Netherlands: Springer; 2008. P. 377–384.

152.Khalilova H., Mammadov V., 2016, Assessing the Anthropogenic Impact on Heavy Metal Pollution of Soils and Sediments in Urban Areas of Azerbaijan's Oil Industrial Region. *Pol. J. Environ. Stud.* 25(1), 159-166, Doi: 10.15244/pjoes/60723.

153.Kharytonov M. M., Babenko M. G., Martynova N. V., Rula I. V., Zolotovska O., V., Lemishko S. M., Gispert Negrell M. A., Ruis Sinoga J. D., Recio Espejo J. M., 2023.Production of feedstock for biofuel on marginal lands in Ukraine: assessment and prospects: Monograph. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 242 p.<https://doi.org/10.30525/978-9934-26-345-3>

- 154.Kharytonov M., Babenko M., Martynova N. 2023. The soil fertility improvement of the marginal lands depending on kind of amendments. Scientific Papers. Series E. Land Reclamation, Earth Observation & Surveying, Environmental Engineering. XII, 181-186
- 155.Kharytonov M., Mitsik O., Stankevich S., Titarenko O. 2013. Geomining site environment assessment and reclamation along coastal line of the Kerch Peninsula, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, A. Veziroglu and M.Tsitskishvili (eds.), 325 – 336. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:128206690>
- 156.Kharytonov, M., Benselhou, A., Shupranova, I., Kryvakovska, R., Khlopova, V. 2015. Environmental assessment of atmospheric pollution in Dnipropetrovsk province (Ukraine). Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series), 25(2), 125-130
- 157.Kharytonov, M., Benselhou, A. 2014. Airborn soils pollution risk assessment near open-cast iron ore mines. Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ), 13(6), 1329-1333
- 158.Kharytonov, M., Benselhou A., Klimkina I., Bouhedja A., Idres A., Aissi A.. 2016.Air pollution mapping in the Wilaya of Annaba (NE of Algeria)/ *Mining Science*, 23. p.183–189.
- 159.Kharytonov M.M., Hernandez A.P., Vasylyeva T.L. 2013.The Impact of Pollution on Children's Health: A Call for Global Accountability and Enforcement.International Journal of Child Health and Nutrition. 2,1-9
- 160.Kharytonov M., Vinnichenko O., Shupranova L., Kroik A. 2008. Air Pollution Assessment Related with large Industrial City Activities// I.Barnes and M. 161.Kharytonov (eds.), Simulation and Assessment of Chemical Processes in a Multiphase Environment. Springer. Printed in the Netherlands. 385-393
- 162.Kharytonov M.M., Khlopova V.M., Stankevich S.A., and Titarenko O.V. , 2013. Remote and Ground-Based Sensing of Air Polluted by Nitrogen Dioxide in the Dnepropetrovsk Region (Ukraine) I. Barnes and K.J. Rudzinski (eds.), Disposal of Dangerous Chemicals in Urban Areas and Mega Cities, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. 291-298
- 163.Kharytonov, M., Benselhou, A., Klimkina, I., Bouhedja, A., Idres, A., & Aissi, A. 2016. Air pollution mapping in the Wilaya of Annaba (NE of Algeria). *Mining Science*, 23,183-189
- 164.Kharytonov M. Gritsan N., Anisimova L. 2002.Environmental problems connected with air pollution in the industrial regions of Ukraine // Global atmospheric change and its impact on regional air quality. - Barnes, I. (Ed). NATO Science Series, IV: Earth and environmental sciences. - Kluwer Academic Publishers, 16, 215-222.

165.Kharytonov M., Zberovsky A., Drizhenko A. 2003. Blasting impact assessment and mitigation of the dust – gas clouds spreading in the iron ore mining region of Ukraine. NATO ASI on Data Fusion to Situation monitoring, Incident Detection, Alert and response Management, IOS Press. Printed in the Netherlands. 749-759

166.Kharytonov, M., Bensenhoub, A., Shupranova, L., & Boguslavskaya, L. 2013. Bioindication of aerotechnogenous soils pollution in the industrial cities of Dnipropetrovsk region. News of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University, 1, 37-42.

167.Kharytonov M.M., Karbonyuk R.A., Bulgakova M.P. 2005. Impact of humic substances on polluted environments: Implications for phytoremediation technologies. book: Use of Humic substances to Remediate Polluted Environments: From theory to Practice, Perminova I.V. et.al.(Ed). NATO Science Series, IV: Earth and environmental sciences. Springer. Printed in the Netherlands. 379- 388.

168.Kharytonov M., Zberovsky A., Drizhenko A., 2003. Blasting impact assessment and mitigation of the dust – gas clouds spreading in the iron ore mining region of Ukraine. In book: NATO ASI. In book: Data Fusion to Situation monitoring, Incident Detection, Alert and response Management, IOS Press. Printed in the Netherlands. 749-759

169.Kharytonov M., Zberovsky A., Drizhenko A., Babiy A. 2005. Air pollution assessment inside and around mining iron ore quarries//Advances in air pollution modeling for environmental security, Springer. Printed in the Netherlands. P.263-274.

170.Kharytonov M. Anisimova L. Gritsan N., Babiy A. 2006. Assessment of Air pollution and Ecosystem capacity in the industrial Regions of Ukraine. I. Barnes and K.J. Rudzinsky (eds.), Environmental Simulation Chambers: Application to Atmospheric Chemical Processes, Springer. Printed in the Netherlands. P.415-420.

171.Kharytonov M.M., Kroik A.A. 2011. Environmental Security of Solid Wastes in the Western Donbas Coal Mining Region, Ukraine. *Environmental Security and Ecoterrorism*, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, H. Alpas et al. (eds.), 129-137, https://doi.org/10.1007/978-94-007-1235-5_10.

172.Kharytonov M. Kroik A., Shupranova L. 2007. Steppe soils buffer capacity and the multipollution impact of industrial enterprises in Ukraine.// Multipollution Exposure and Risk Assessment. A Challenge for the Future. C. Mothersill and I. Mosse, Springer. Printed in the Netherlands. p.369-376.

173.Kokhanovsky A.A., de Leeuw G. 2013. Remote Sensing of the Atmosphere from Space.– Chichester: Springer, 576 p.

174.Kolesnik V.Ye., Pavlichenko A.V., Borysovs'ka O., Buchavy Yu.V. 2018,

"Formation of Physic and Mechanical Composition of Dust Emission from the Ventilation Shaft of a Coal Mine as a Factor of Ecological Hazard", *Solid State Phenomena*, 277, 178-187

175.Kovrov O., Fedotov V., Zvoryhin K. 2019. Justification of phytoremediation technology of degraded landscapes on the basis of ecosystem approach. *Technology audit and production reserves*. 6/3(50), P. 4-9., <https://doi.org/10.15587/2312-8372.2019.185204>.

176.Lawrey, J. D. 1977. The relative decomposition potential of habitats variously affected by surface coal mining. *Canadian Journal of Botany* 5, 1544-1552.

177.Lee, C.S.L., Li, X., Shi, W., Cheung, S.C. and Thornton, I., 2006. Metal contamination in urban, suburban and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS and multivariate statistics. *Sci. Total Environ.*, 356,45–61.

178.Lemessa F, Simane B, Seyoum A, Gebresenbet G. 2022. Analysis of the concentration of heavy metals in soil, vegetables and water around the bole Lemi industry park, Ethiopia. *Heliyon*. Dec 20;8(12):e12429. doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e12429

179.Lersow, M and Schmidt, P 2006, The Wismut Remediation Project, in AB Fourie & M Tibbett (eds), *Mine Closure 2006: Proceedings of the First International Seminar on Mine Closure*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 181-190, https://doi.org/10.36487/ACG_repo/605_10

180.Li, X., Lee, S.-L., Wong, S.-C., Shi, W., Thornton, I. 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach/ *Environmental Pollution*.129, 113-124.

181.Li, H. and Cheng, Z. 2014. Hoagland nutrient solution promotes the growth of cucumber seedlings under light-emitting diode light. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 65(1), 74–82. <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.967285>

182.Linde, M., Bengtsson, H . and Oborn, I. 2001. Concentrations and Pools of Heavy Metals in Urban Soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1, 83 – 101

183.Li X., Feng L., 2010, Spatial distribution of hazardous elements in urban topsoils surrounding Xi'an industrial areas (NW, China): controlling factors and contamination assessments. *Journal of Hazardous Materials* 174, 662–669.

184.Li, M.S. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China:a review of research and practice. *Soil Total Environment* 357, 38-53

185.Li, Y.M., Chaney, R.L., Brewer, E.P., Roseberg, R.J., Angle, J.S., Baker, A.J.M., Reeves, R.D., and Nelkin, J. 2003. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: Economic and technical considerations. *Plant*

Soil 249, 107-115.

186.Lindemann, W. C., Lindsey, D. L., and Fresquez, P. R. 1984. Amendment of mine spoils to increase the number and activity of microorganisms. *Soil Sci. Soc. Am. Journal* 48,574-578.

187.Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1978. Development of DTPA tests for Fe, Mn, Cu, and Zn. *Soil Science Society American Journal* 42, 421- 428.

188.Liu Y., Naidu R., Ming H. 2011 Red mud as an amendment for pollutants in solid and liquid phases. *Geoderma* 163(1-2),1-12

189.Lone, M.I., He, Z. L., Stoffella, P. J., and Yang, X. 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water:Progress and perspectives. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B* 9(3), 210-220.

190.Luo W., Lu Y.L., Wang G., Shi Y.J., Wang T.Y., Giesy J.P. 2008. Distribution and avail-ability of arsenic in soils from the industrialized urban area of Beijing, China. *Chemosphere* 72, 797–802.

191.Ljung K., Otabbong E. and Selinus O. 2006. Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. *Environmental Geochemistry and Health*, 28, 353 – 364

192. Loghin V. D. 2010. Atmospheric nitrogen dioxide monitoring by remote sensing.A special regarding at Europe and Romania. *The Annals of Valahia University of Targoviste, Geographical Series*, 10, 93-96.

193.Loska K., Wiechula D., Korus I. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30, 159-165.

194.Ma Y., Feng X. 2011. The application of red mud on restoring heavy metal contaminated water and soil. *Adv Mater Res* 225-226, 1262-1265

195.Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S. and Giraudoux, P. 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*. 158, 2294 – 2301

196.Madejon, E., de Mora, A.P., Felipe, E., Burgos, P., and Cabrera, F. 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environment Pollution* 139, 40-52.

197.Madrid, L., Diaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49, 1301-308.

198.Maini A.K., Agrawal V. *Satellite Technology: Principles and Applications.*– Chichester: Wiley, 2011. 694 p.

199.Maiti, S.K. 2003. Moef report, an assessment of overburden dump rehabilitation technologies adopted in CCL, NCL,MCL, and SECL mines (Grant no. J-15012/38/98-IA IIM).

200.Maiti, S.K. and Ghose, M.K. 2005. Ecological restoration of acidic coal

mine overburden dumps- an Indian case study. *Land Contamination and Reclamation* 13(4), 361-369.

201. Maiti, S.K., and Saxena, N.C. 1998. Biological reclamation of coal mine spoils without topsoil: an amendment study with domestic raw sewage and grass-legumes mixture. *International Journal of Surface mining, Reclamation and Environment* 12, 87-90.

202. Maiti, S.K., Karmakar, N.C., and Sinha, I.N. 2002. Studies into some physical parameters aiding biological reclamation of mine spoil dump- a case study from Jharia coal field. *Indian Mining Engineering Journal* 41, 20-23.

203. Manta, D. S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R. and Sprovieri, M. 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of Total Environment*, 300, 229 – 243.

204. Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants, 2nd ed. New York, Academic Press, 889 p.

205. Martinez Garcia, M.J., Moreno Grau, S., Martinez Garcia, J.J., Moreno, J., Bayo, J., Guillen Perez, J.J., Moreno Clavel, J. 2001. Distribution of the metals lead, cadmium, copper, and zinc in the top soil of Cartagena, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 131, 329-347.

206. Martley, E., Gulson, B.L., Pfeifer, H.-R., 2004. Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Science of the Total Environment* 325, 113-127.

207. Matos, J.X., Martins, L. 2006. Iberian Pyrite Belt – the Portuguese Sector Regional Study, ENMR Project, INETI, 34pp.

208. Matos, J.X., Pereira, Z., Oliveira, V., Oliveira, J.T. 2006. The geological setting of the São Domingos pyrite orebody, Iberian Pyrite Belt. VII Cong. Nac. Geologia, Estremoz, Un. Évora, Portugal, 283-286.

209. Masaitis A., Miller G.C. 2014. Reduction of Conflicts in Mining Development using “Good Neighbor Agreements”. The nature of communications. Drake J.L., Kontar Y.Y., Rife G.S.(eds.), Springer. Chapter 5, 73-81.

210. Mench M., Bussiere S., Boisson J., Castaing E., Vangronsveld J., Ruttens A., De Koe T., Bleeker P., Assuncao A., Manceau A. 2003. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant Soil*, 249, 187-202.

211. Mendez, M. O., and Maier, R.M. 2008a. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews Environmental Science and Biotechnology* 7, 47-59.

212. Mendez, M.O., and Maier, R.M. 2008b. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments-An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives* 116 (3), 278-283.

- 213.Mertens, J., Van Nevel, L., De Schrijver, A., Piesschaert, F., Oosterbean, A., Tack, F. M. G., and Verheyen, K. 2007. Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental Pollution* 149(2), 173-181.
- 214.Miller, R.M., Carnes, B. A., and Moorman, T. B. 1985. Factors influencing survival of vesicular-arbuscular mycorrhiza propagules during topsoil storage. *Journal Applied Ecology* 22, 259-266.
- 215.Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., and Espigares. M.T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal mining sloped in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34, 168-178.
- 216.Moynahan, O.S., Zabinski, C.A., and Gannon, J.E. 2002. Microbial community structure and carbon-utilization diversity in a mine tailings revegetation study. *Restoration Ecology* 10, 77-87.
- 217.Mummey, D.L., Stahl, P.D., and Buyer, J.S. 2002a. Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. *Applied Soil Ecology* 21, 251-259.
- 218.Mummey, D.L., Stahl, P.D., and Buyer, J.S. 2002b. Soil microbiological properties 20 years after surface mine reclamation: spatial analysis of reclaimed and undisturbed sites. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1717-1725.
- 219.Munshower, F.F. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 288pp.
- 220.Moon, J. W., Moon, H. S., Woo, N. C., Hahn, J. S., Won, J. S., Song, Y., Lin, X. and Zhao, Y. 2000. Evaluation of heavy metal contamination and implication of multiple sources from Hunchun basin, northeastern China. *Environmental Geology*, 39, 1039 – 1052.
- 221.Morton-Bermea, O., Hernandez-Alvarez, E., Gonzalez-Hernandez, G., Romero, F., Lozano, R. and Beramendi-Orosco, L. E. 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*.101, 218 – 224.
- 222.Müller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108 – 118.
- 223.Nagle, S.M., Evanylo, G.E., Daniels, W.L., Beegle, D., and Groover, V.A. 1996. *Chesapeake Bay Region Nutrient Management Training Manual*. CSES Dept., Virginia Tech, Blacksburg, VA. 200 p.
- 224.Nicolau, J.M. 2002. Runoff generation and routing in a Mediterranean-continental environment:the Teruel coalfield, Spain. *Hydrological Processes* 16, 631-647.
- 225.Navas A., Machin J. 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry* 17, 961-973.

226. Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C. and Chambers, B. J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311, 205 – 219
227. O’Kane, M., Roscher, M. and Barnekow, U. 2011. Hydrology of soil covers on mine wastes – selected examples of Wismut and international experiences, Nachhaltigkeit und Langzeitaspekte bei der Sanierung von Uranbergbau- und Aufbereitungsstandorten, in *Proceedings des Internationalen Bergbausymposiums WISSYM2011*, 25–27 May 2011, Wismut GmbH, Ronneburg, Germany, p. 167–185.
228. Oliva, S. R. and Espinosa, A. J. F. 2007. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. *Microchemical Journal*, 86, 131 – 139.
229. Ordonez, A., Loreda, J., de Miguel, E., Charlesworth, S. 2003. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 160-170.
230. Owabor C N, & Ogunbor O F. 2007. Naphthalene and pyrene degradation in contaminated soil as a function of the variation of particle size and percent organic matter. *African Journal of Biotechnology* 6(4), 436-440.
231. Padmavathiamma, P.K., and Li, L.Y. 2007. Phytoremediation technology: Hyperaccumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollution* 184(1-4), 105-126.
232. Pardini, G., Sequi, P., De Nobili, M., Ferrari, G. 1989. Anomalous content of heavy metals in soils and vegetation of abandoned mines of South-West Sardinia. *Water, Air and Soil Pollution* 48, 423-433.
233. Pardini, G., Gispert, M., Emran, M. *et al.* 2017. Rainfall/runoff/erosion relationships and soil properties survey in abandoned shallow soils of NE Spain. *J Soils Sediments* 17, 499–514 <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1532-0>
234. Parrish D.D., Singh H.B., Molina L., Madronich S., 2011, Air quality progress in North American megacities: A review. *Atmospheric Environment* 45: 7015-7025, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.09.039.
235. Picariello, E., Pucci, L., Carotenuto, M., Libralato, G., Lofrano, G., Baldantoni, D. 2021, Compost and Sewage Sludge for the Improvement of Soil Chemical and Biological Quality of Mediterranean Agroecosystems. *Sustainability* 13, 26. <https://doi.org/10.3390/su13010026>
236. Pulford, I. D., and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land trees-a review. *Environmental International* 29, 529-540.
237. Regner, J. and Schulz, H. 2008. Development of an object-specific remediation solution, for the waste rock dumps at the formerly abandoned Wismut sites, *KERNTECHNIK*, Vol. 73(3), 1–5.
238. Rimmer, L.D., and Younger, A. 1997. Land reclamation after coal- mining

operations. In: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds), Contaminated Land and its Reclamation. Thomas Telford, London, p.73-90.

239.Rives, C. S., Bajwa, M. I., and Liberta, A. E. 1980. Effects of topsoil storage during surface mining on the viability of VA mycorrhiza. *Soil Science* 129, 253-257.

240.Rodriguez Martin, J.A., Lopez Arias M., Grau Corbi, J.M. 2006. Heavy metal contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of multivariate geostatistical methods to study spatial variations. *Environ. Pollut.* 144, 1001-1012.

241.Romic M., Romic D. 2003. Heavy metal distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology* 43,795-805.

242.Ruth E.. Kharytonov M. 2003.Integrated approach for Assessment of Polluted Areas// Social and Environmental Impacts in the North: Methods in evaluation of socio-economic and environmental consequences of mining and energy production in the Arctic and Sub-Arctic. Rasmus Ole Rasmussen and Natalia E. Koroleva (Ed). NATO Science Series, IV: Earth and environmental sciences. Kluwer Academic Publishers, 31, 57-66.

243.Ryszka P., Turnau K. 2007. Arbuscular mycorrhiza of introduced and native grasses colonizing zinc wastes: implications for restoration practices. *Plant Soil* 298(1-2), 219-229

244.Saharan, M.R., Gupta, K.K., Jamal, A., and Sheoran, A.S. 1995. Management of Acidic Effluents from Tailings Dams of Metalliferous Mines. *Journal of Mine Water and the Environment* (14, Annual Issue, 1995), 85-94.

245.Sanchez-Martin M.J., Sanchez-Camazano M., Lorenzo L.F. 2000. Cadmium and lead contents insuburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64, 250-257.

246.Schmidt, U. 2003. Enhancing phytoextraction: The Effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. *Journal Environmental Quality* 32, 1939-1954.

247.Sendlein, V.A., Lyle, Y.H., and Carison, L.C. 1983. Surface mining reclamation hand book. Elsevier, Amsterdam.290pp.

248.Sharma, D.K., Saharan, M.R., and Parihar, S.K. 1996. Potential Evaluation of Land Use Planning for Quarried Land, Ramganjmandi (Kota, INDIA). *International Journal of Surface Mining and Reclamation (IJSRM)* 10 (1), 13-16.

249.Sheoran, A.S., and Sheoran, V. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering* 19 (2), 105-116.

250.Sheoran, A.S., Sheoran, V., and Poonia, P. 2008. Rehabilitation of mine

degraded land by metallophytes. *Mining Engineers Journal* 10 (3), 11-16.

251. Sheoran, V., Sheoran, A.S., and Poonia, P. 2009. Phytomining: A review. *Minerals Engineering* 22(12), 1007–1019.

252. Soria, R., Gonzalez-Perez, J.A., de la Rosa, J.M., San Emeterio, L. M. Domene, M. A., Ortega, R., Miralles, I. 2022. Effects of technosols based on organic amendments addition for the recovery of the functionality of degraded quarry soils under semiarid Mediterranean climate: A field study, *Science of The Total Environment*, 816, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151572>

253. Sprocati A.R., Alisi C., Pinto V., Montereali M.R., Marconi P., Tasso F., Turnau K., De Giudici G., Goralska K., Bevilacqua M., Marini F., Cremisini C. 2014. Assessment of the applicability of a "toolbox" designed for microbially assisted phytoremediation: the case study at Ingurto mining site (Italy). *Environ Sci Pollut Res Int.* 21(11), 6939-6951. doi: 10.1007/s11356-013-2154-3

254. Shu, W.S., Xia, H.P., Zhang, Z.Q., and Wong, M.H. 2002. Use of vetiver and other three grasses for revegetation of Pb/Zn mine tailings: field experiment. *International Journal of Phytoremediation*, 4(1), 47-57.

255. Shupranova L.V., Khlopova V.M., Kharytonov M.M. 2014. Air pollution assessment in the Dnepropetrovsk Industrial Megapolice of Ukraine. D.G. Steyn et al (eds), *Air Pollution Modelling and its application XXII. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security*, Springer. 101-104

256. Singh, A.N., and Singh, A. N. 2006. Experiments on ecological restoration of coal mine spoil using native trees in a dry tropical environment, India: a synthesis. *New Forests*, 31, 25-39.

257. Singh, A.N., and Singh, J.S. 1999. Biomass and net primary production and impact of bamboo plantation on soil redevelopment in a dry tropical region. *For. Ecol. Manag.* 119, 195- 207.

258. Singh, A.N., Raghubanahi, A.S., and Singh, J.S. 2004. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest Ecol. Management* 187, 49-60.

259. Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., and Singh, J.S. 2002. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science* 82(12), 1436–1441.

260. Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., and Denef, K. 2004. A history of research on the link between aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* 79, 7-31.

261. Skordas, K. and Kelepertsis, A. 2005. Soil contamination by toxic metals in the cultivated region of Agia, Thessaly, Greece. Identification of sources of contamination. *Environmental Geology*, 48, 615 – 624.

262. Smith, J.A., Schuman, G.E., Depuit, E.J., and Sedbrook, T.A. 1985. Wood residue and fertilizer amendment of bentonite mine spoils: I. Spoil and general

vegetation responses. *Journal of Environmental Quality* 14, 575-580.

263.Solis-Vivanco R, Rodriguez-Agudelo Y, Riojas-Rodriguez H, Rios C, Rosas I, Montes S. 2009.Cognitive impairment in an adult Mexican population non-occupationally exposed to manganese. *Environ Toxicol Pharmacol.* 28(2, 172-178

264.Song, S. Q., Zhou, X., Wu, H., and Zhou. Y. Z. 2004. Application of municipal garbage compost on revegetation of tin tailings dams. *Rural Eco-Environment* 20(2), 59-61.

265.Sourkova, M., Frouz, J., Fettweis, U., Bens, O., Hutl, R.F., and Santruckova, H. 2005. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma* 129, 73-80.

266.Stankevich, S., Titarenko, O., Svideniuk, M., Kharytonov, M., Bensehoub, A., Khlopova, V. 2016. Air pollution mapping with nitrogen and sulfur dioxides in the south-eastern part of Ukraine using satellite data. *Mining Science*, 23, 21-31

267.Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourrier H. 2008. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the north of France. *Environmental Pollution* 107, 377-389.

268.Sydnor, M.E.W., and Redente, E.F. 2002. Reclamation of high-elevation, acidic mine waste with organic amendments and topsoil. *Environ. Qual.* 31, 1528-1537.

269.Tajine A., Courtois A., Djebbar H. 2008. Toxicity of dust of dismissed complex of steel Annaba on some hematologic parameters of rabbit (Europeus). *Environmental research journal* 2(2), 76-79.

270.Tarika O., Zabaluev V. 2000. Mine land reclamation strategies in the Nikopol manganese ore basin (Central Steppe of Ukraine): Using replaced mining overburden in agriculture. The 16th Annual Conference of the Society for Ecological Restoration, Victoria, BC, Canada.

271.Tlili N., Zarrouk S., Boughediri L., Chacair F. 2007. Bio-indication of air quality in the Annaba city (East of Algeria). *Research Journal of biological sciences*, 2(6), 619 p.

272.Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., and Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, 219–228.

273.Tuccillo, M. E. 2006. Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Science of the Total Environment*, 355, 288 – 300.

274.Turnau, K., Gawroński, S., Ryszka, P., Zook, D. 2012. Mycorrhizal-Based Phytostabilization of Zn–Pb Tailings: Lessons from the Trzebionka Mining Works

(Southern Poland). In: Kothe, E., Varma, A. (eds) Bio-Geo Interactions in Metal-Contaminated Soils. Soil Biology, vol 31. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-23327-2_16

275.Uresk, D.W., and Yamamoto, T. 1986. Growth of forbs, shrubs and trees on bentonite mine spoil under green house conditions. *Journal Range Management* 39, 113-117

276.Vasilyeva T., Duka Y., Kharytonov M. 2006. Alleviation of toxic impact of chemical agents on human organism. NATO Advanced Research Workshop, Medical treatment of intoxications and decontamination of chemical agents in the area of terrorist attack.-Springer. Printed in the Netherlands, 263-274.

277.Visser, S., Fujikawa, J., Griffiths, C.L., and Parkinson, D. 1984. Effect of topsoil storage on microbial activity, primary production and decomposition potential. *Plant and Soil* 82, 41-50.

278.Voorhees, M.E., and Uresk, D.W. 1990. Effects of amendments on chemical properties of Bentonite mine spoil. *Soil Science* 150(4), 663-670.

279.Voitiuk Yu.Yu., Kuraieva I.V., Kroik A.A., Pavlychenko A.V. 2014. Ecological and geochemical assessment of the soil contamination levels in the areas of metallurgical enterprises operation. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu* 4, 1-7.

280.Wang X., He M., Xie J., Xi J., Lu X., 2010, Heavy metal pollution of the world largest antimony mine-affected agricultural soils in Hunan province (China). *J. Soils. Sediments*. 10, 827–837.

281.Williamson, J.C., and Johnson, D.B. 1991. Microbiology of soils at opencast sites: II. Population transformations occurring following land restoration and the influence of rye grass/ fertilizer amendments. *Journal Soil Science* 42, 9-16.

282.Wisniewska-Hejka Z, Cempel M, Nyka WM. 1978 Neurological examinations of workers with chronic exposure to manganese dioxide during the production of piles and batteries. *Neurol Neurochir Pol*. 12(4), 435 41.

283.Wong, C. S. C, Li, X. D. and Thornton, I. 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142, 1 – 16.

284.Wong, M.H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50,775–780.

285.Worlanyo A.S., Jiangfeng L. 2021.Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review,*Journal of Environmental Management*, 279, 111623

286.Yang, B., Shu, W. S., Ye, Z. H., Lan, C. Y., and Wong, M. H. 2003. Growth and metal accumulation in vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere* 52(9), 1593-1600.

287.Yang, Y., Campbell, C. D., Clark, L., Camerson, C. M. and Paterson, E.

2006. Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere*, 63, 1942 – 1952.

288.Yuan G.L., Sun T.H., Han P., Li J. 2013. Environmental geochemical mapping and multivariate geostatistical analysis of heavy metals in topsoils of a closed steel smelter: Capital Iron & Steel Factory, Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration*. 130, 15–21, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.02.010>.

289.Young K., Reed S. 2017. Spectrally monitoring the response of the biocrust moss *Syntrichia caninervis* to altered precipitation regimes. *Sci Rep* 7, 41793 <https://doi.org/10.1038/srep41793>

290.Zberovsky A.V., Goman O.G., Zadornova V.V. Kharytonov M.M. 2006. The software system for modeling gas-dynamic parameters of the opencast atmosphere. *UkrProg* 2006. Kiev, 281 – 287

291.Zeng G, Liang J, Guo S, Shi L, Xiang L, Li X, et al. 2009. Spatial analysis of human health risk associated with ingesting manganese in Huangxing town, middle China. *Chemosphere*. 77: 368 75.

292.Zerrouki D., Maatoug M., Amirat M., Chaker I., Kharytonov M. 2017. Pollution of agricultural land by naphthalene of roadside origin. 18 (2), 181 – 190

293.Zhang, Z. Q., Shu, W.S., Lan, C.Y., and Wong, M. H. 2001. Soil seed bank as an input of seed sources in vegetation of lead/ zinc mine tailings. *Restoration Ecology* 9(4), 1-8.20

294.Zhou J., Dang Z., Cai M., Liu C.. 2007. Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan mine, Guangdong province, China. *Pedosphere*. 17, 588–594.

Наукове видання

Харитонов Микола Миколайович

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ҐРУНТІВ В ЄС ТА УКРАЇНІ

Монографія

Видано в редакційній обробці автора.

Підписано до друку 02.05.2025 р. Формат 60х84¹/₁₆.
Папір офсетний. Друк цифровий. Обл.-вид. арк. 14,75.
Ум. друк. арк. 13,72. Тираж 100 прим. Зам. № 17

Видавництво «Журфонд»
49001, Дніпро, вул. Старокозацька, 8.
Свідоцтво про внесення до Державного реєстру
ДК № 684 від 21.11.2001 р.

Віддруковано:
ФОП Вахмістров О.Є.,
м. Дніпро, вул. Писаржевського, буд. 18

ХАРИТОНОВ М.М.

- X20 Екологічна безпека ґрунтів в ЄС та Україні: монографія / М.М. Харитонов; М-во освіти і науки України, Дніпровський державний аграрно-економічний університет. – Дніпро: Журфонд, 2025. – 234 с.

ISBN 978-966-934-672-8

Екологічна безпека відновлення техногенне порушених та забруднених земель стала важливою складовою стратегії сталого розвитку в країнах східної та центральної Європи. Належне планування та управління зводять до мінімуму вплив видобутку та переробки корисних копалин на навколишнє природне середовище. Монографія присвячена реалізації комплексу заходів, пов'язаних з процедурою оцінки впливу на навколишнє середовище з урахуванням простих та складних техногенних ресурсних циклів. Розглянуто сучасні технології біологічної рекультивації земель. Описані підходи пов'язані з моделюванням та прогнозом тривалого впливу токсикантів на стан ґрунтів. Наведені приклади наземної та дистанційної оцінки аеротехногенного забруднення ґрунтів в індустріальних містах.

Монографія є результатом наукових досліджень і частиною дисципліни «Екологічна безпека ґрунтів в ЄС та Україні», розробленої та впровадженої в навчальний процес в рамках освітнього проєкту «Стандарти Європейського союзу щодо екологічної реабілітації гірничопромислових земель» (EUSERML 101085715), який реалізовано в НТУ «Дніпровська політехніка» за підтримки програми Європейського союзу Еразмус+.

УДК 504.5:631.4 - 049.5
(061.1ЄС + 477)