

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ  
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ  
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**ВОЛОЩИШИН АНДРІЙ ІГОРОВИЧ**

УДК 574.42+581.5+ 628.393

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ  
ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ ЛЬВІВСЬКО-ВОЛИНСЬКОГО ВУГІЛЬНОГО  
БАСЕЙНУ**

101 – Екологія

10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень.

Використання ідей, результатів і текстів інших авторів

мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ А. І. Волощишин  
(підпис)

Науковий керівник: **Попович Василь Васильович**, доктор технічних наук,  
професор

Львів 2023

## АНОТАЦІЯ

*Волощшин А. І.* Екологічний стан природно-технічних геосистем ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. – Львівський державний університет безпеки життєдіяльності Державної служби України з надзвичайних ситуацій, Львів, 2023.

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

Дослідження температурних та вологісних режимів згасаючих териконів у весняний період показали, що найбільшими температурними режимами (+33°C-+39°C) характеризувалися ділянки у місцях горіння, які знаходяться на середньому ярусі південної експозиції схилу. Згасаючі відвали внаслідок процесів горіння спричиняють вигорання кореневої системи рослин, що спричиняє ускладнення проведення рекультиваційних робіт. Важливим фізико-хімічним показником відвальної породи є зольність (вміст у відсотках залишку, який не згорає). Середня зольність породи діючих відвалів становить 79,1-79,4%. Найвища зольність, згідно обстежень, притаманна діючому відвалу шахти «Лісова» та становить 88,4%. Найнижча – шахти «Червоноградська» (73,7%).

Встановлено, що вміст важких металів у породі неоднорідний. За середнім значенням, перевищення ГДК виявлено для Pb, Ni та Co (шахта «Червоноградська»). Спостерігається аномально високий та нерівномірний вміст Co, дані для якого коливаються від 9,3 мг/кг до 17100 мг/кг. Такий нерівномірний вміст Co у породі може бути пов'язаний із тим, що порода, яка

вийнята із шахти на глибинах від 800 м до 1100 м відсипається хаотично на різні ділянки відвалу. У нашому випадку, описова статистика та тести Колмогорова-Смірнова, Шапіро-Вілька дає підстави для відхилення припущення щодо нормального розподілу важких металів у породних відвалах, які підлягали дослідженню. Найбільш близькими до нормального є розподіли у відвалах Cu та Zn. Загалом, в нашому випадку кореляційний зв'язок між важкими металами в породі нижче середнього, а у 1/3 випадках взагалі не прослідковується. Непараметричний коефіцієнт Спірмена ( $r_s$ ) виявив середній рівень кореляції вмісту важких металів в парах Mn та Ni ( $r_s=0,46$ ), Mn та Zn ( $r_s=0,52$ ), Ni та Zn ( $r_s=0,58$ ), Cu та Zn ( $r_s=0,49$ ).

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

Для концентрацій Mg і Pb коефіцієнт кореляції  $r=0.95$ , Mg і Al –  $r=0.95$ , Al і K –  $r=0.96$ , P і Fe –  $r=0.95$ , Cr і Sn –  $r=0.81$ , Fe і Co –  $r=0.95$ , Cu і Ni –  $r=0.92$ . Слабкий зв'язок демонструють такі пари хімічних елементів : Ca і P –  $r=0.28$ , Si і S –  $r=0.20$ , Fe і Ca –  $r=0.35$ , K і Ca –  $r=0.29$ , Fe і C –  $r=0.21$ . Найслабший зв'язок щодо концентрації хімічних елементів демонструє Si, для якого середнє

значення коефіцієнта кореляції становить 0.36, а також Ca (середнє значення  $r=0.43$ ).

Дослідження валового вмісту важких металів Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb у горизонтах 0-15 см і 0-20 см породного відвалу показав, що їх значення не перевищують гранично-допустимі концентрації, які встановлені державними стандартами України для ґрунтів. Значенням, яке перевищує гранично-допустимі концентрації встановлено для Cu (досліджувана ділянка №4) біля підніжжя породного відвалу зі сходу. Проте, показники вмісту важких металів у порівнянні із фоновими значеннями (досліджувана ділянка №6) перевищують за окремими елементами в десятки разів. Встановлено, що найбільш забрудненою важкими металами є досліджувана ділянка №4 у горизонті 0-15 см, яка зосереджена із східного боку біля підніжжя. Показники вмісту важких металів на фоновій ділянці, яка зосереджена в радіусі 3 км від породного відвалу, є найнижчими у горизонті 0-15 см.

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

Досліджено геохімічні властивості підтериконових вод у межах Червоноградського гірничопромислового району та запропоновано відновлення довкілля навколо техногенних водойм породних відвалів за допомогою систем біоплато. Встановлено, що рН середовища (підтериконових вод) знаходиться у діапазоні від сильно кислого (шахта «Межирічанська») до лужного (шахти «Великомостівська», «Степова», «Зарічна», «Червоноградська»). Підтериконові стічні води впливають на рН ґрунту, а це,

в свою чергу, впливає на розвиток лісових та сільськогосподарських культур. Вміст заліза загального перевищує ГДК для підтериконових вод шахт «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК лише для шахти «Межирічанська» (у 2 рази).

Враховуючи кислу реакцію середовища та невисокі значення температури субстратів колонії дощових черв'яків (*Lumbricus terrestris*) у едафотобах териконів є незначними. Оскільки, на північних експозиціях схилів зосереджується найбільша кількість вологи та прийнятні температурні режими для життєдіяльності дощових черв'яків, то саме тут спостерігаються їх найбільші колонії: на глибині 10 см - 18 шт. із біомасою 9,6 г/м<sup>2</sup>; на глибині 20 см – 7 шт. із біомасою 4,8 г/м<sup>2</sup>.

В рамках біологічного етапу рекультивації (фітомеліорації) породних відвалів рекомендуємо використати значний рослинний посадковий матеріал. Деревні породи: береза повисла (*Betula pendula* Roth.), осика (*Populus tremula* L.), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) і дуб звичайний (*Quercus robur* L.). Чагарникові види: крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.) і аморфа кушова (*Amorpha fruticosa* L.). Трав'янисті види: мати-й-мачуха (*Tussilago farfara* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), лобода біла (*Chenopodium album* L.) і тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.). Усі запропоновані у асортименті види адаптовані до природно-кліматичних умов регіону, складних ґрунтових умов та володіють підвищеною енергією росту і розвитку і розгалуженою кореневою системою.

Під час протікання фітомеліоративного процесу виділено три “маркерні” порівняльні етапи на 3-й, 5-й та 10-й рік розвитку. Первинний етап, ще до початку етапів фітомеліорації характеризується вираженими негативними

екзогенними ознаками: водно-ерозійними вибоїнами, ярами, зсувами скам'янілих порід, слідами впливу вітрової ерозії. Рослинний покрив “мозаїчний”, представлений поодинокими екземплярами берези повислої (*Betula pendula* Roth.) висотою від 2 до 5 та сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) висотою біля 1м. Аналіз фітомеліоративного процесу на третьому році, засвідчить проходження початкового етапу первинної сукцесії, на якому девастована порода вкривається першими вищими трав'янистими рослинами, які ростуть і розвиваються практично без конкуренції за простір, вологу і мінеральне живлення. На даному етапі кожна рослина та їх нечисленні групи починають формувати індивідуальне фітогенне поле. На п'ятому році фітомеліоративного процесу проявляться ознаки етапу розвитку авангардних видів деревно-чагарникової рослинності, на якому невимогливі до ґрунтово - кліматичних умов, переважаючих вітрових потоків, види чагарників та дерев створюють необхідні передумови для подальшого розвитку фітогенних полів, зелені площі набувають значних розмірів практично на усій площі присутне змикання трав'янистого покриву. Досліджувана ділянка входить у стадію вторинної сукцесії. З 7-8 року настає етап розвитку деревної рослинності. Склад насадження збагачується на більш вибагливі види дерев і чагарників, які формують стійкі багатоярусні фітоценози. Додається чагарниковий вид *Sambucus nigra* L. та деревні види *Populus tremula* L., *Robinia pseudoacacia* L. і *Quercus robur* L. Простежується формування стійкого трьохярусного насадження за участю трав'янистих, чагарникових і деревних видів. інтенсифікується конкуренція за простір заростання, вологість та поживні мінеральні ресурси.

Загалом, на породних відвалах вугільних шахт досліджуваного регіону виявлено 49 видів рослинності, які виникли в процесі природного заростання та які належать до 23 родин. Розрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності здійснили для усіх періодів протікання фітомеліоративного процесу. Загальна площа досліджуваної ділянки становить 280 м<sup>2</sup>. Виходячи із проведених розрахунків зміни динаміки коефіцієнтів фітомеліоративної

ефективності на різних етапах фітомеліоративного процесу ( $K_{FM}=0,155-4,485$ ), доцільним є проведення рекультиваційних і фітомеліоративних робіт на поверхні породних відвалів.

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

### Список публікацій здобувача

#### *Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:*

1. Popovych N., Malyovanyu M., Telak O., **Voloshchyshyn A.**, Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. 1. 53-58. (**Index Copernicus**)

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми.*

2. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Фітомеліорація породних відвалів шахт у межах впливу Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2018. 54. 377-394. (**Index Copernicus**)

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми, оформлення результатів досліджень.*

3. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. 75(3). 33-45. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.75.3.23323> (**Scopus**)

*Особистий внесок – формулювання завдання і мети досліджень, опрацювання результатів досліджень.*

4. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2019. 4(436). 230-237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118> **(Scopus)**

*Особистий внесок – польові вимірювання температури, опрацювання результатів досліджень.*

5. Popovych V. V., Henyk Y. V., **Voloshchyshyn A. I.**, Sysa L. V. Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2019. 5. 122-129. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19> **(Scopus)**

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, формулювання цілей статті та висновків.*

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

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, аналіз результатів досліджень.*

7. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.**, Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. **(Scopus)**

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, опис пробних площ та ділянок горіння породи, формулювання висновків.*

#### ***Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:***

8. Popovych V., Kuzmenko O., **Voloshchyshyn A.**, Petlovanyi M. Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conf. Ukrainian*



<https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010> (Scopus)

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, опрацювання результатів досліджень.*

9. Popovych V., **Voloshchyn A.** The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro)*. 2018. P. 86.

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, польові дослідження породних відвалів.*

10. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Основні тенденції відновлення деастрованих ландшафтів гірничовидобування (світовий аспект). *Школа підземної розробки: Матер. XII Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Бердянськ, 4-8 вересня 2018 року)*. 2018. С. 73-74.

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, формулювання висновків.*

11. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. I Всеукр. наук. конф. (м. Миколаїв, 21-22 вересня 2018 року)*. 2018. С. 86-87.

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, визначення видового складу.*

12. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Екологічна небезпека буровугільних відвалів. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. III Міжнар. наук. – практик. конф. (м. Львів, 14 вересня 2018 року)*. 2018. С. 24.

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.*

13. Попович В. В., **Волощишин А. І.**, Попович Н. П. Теоретичні та практичні аспекти екологічної логістики відходів. *Стратегія екологічної безпеки України:*

*соціально-економічний та правовий вимір: Матер. III Круглого столу (м. Львів, 11 травня 2018 року).* 2018. С. 57-61.

*Особистий внесок – постановка проблеми, розроблення логістичної схеми.*

14. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering.* 2019. 123. 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035> (**Scopus**)

*Особистий внесок – відбір зразків підтериконових вод, опрацювання результатів, формулювання висновків.*

15. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Хлориди та сульфати у підтериконових водах породних відвалів вугільних шахт. *Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: Матер. Міжнар. наук. - практ. конф. (м. Львів, 4-5 квітня 2019 року).* 2019. С. 216-217.

*Особистий внесок – відбір проб води, аналіз отриманих результатів.*

16. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Impact of coal-mining waste burning on the environment. *Ecological impact of fire, deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table (March 29, 2019, Lviv).* 2019. P. 37-39.

*Особистий внесок – вимірювання температури горіння породи, формулювання висновків.*

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

*Особистий внесок – оформлення результатів досліджень, формулювання висновків.*

18. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Забруднення водного басейну внаслідок гірничовидобувної діяльності як чинник зниження регіональної екологічної

безпеки. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. II Всеукр.наук. конф. (м. Миколаїв, 18-19 вересня 2020 року)*. 2020. С. 134-135.

*Особистий внесок – оформлення результатів досліджень, формулювання висновків.*

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

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.*

20. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Bosak P., Popovych N. Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. 915(1). 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001> (**Scopus**)

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір зразків підтериконових вод, опрацювання результатів, формулювання висновків.*

21. Босак П. В., **Волощишин А. І.** Горіння териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (м. Львів, 10-11 лютого 2022)*. 2022. С. 124.

*Особистий внесок – польові дослідження, опрацювання результатів, формулювання висновків.*

## ABSTRACT

*Voloshchyshyn A. I. Ecological state of natural and technical geosystems of liquidated mines in the Lviv-Volyn coal basin. – Qualifying scientific work as a manuscript.*

Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy in 101 – Ecology – Lviv State University of Life Safety of the State Emergency Service of Ukraine, Lviv, 2023.

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

The investigation of temperature and humidity conditions of dying waste heaps in spring showed that the highest temperature regimes (+33°C-+39°C) were observed in the areas of burning located in the middle tier of the southern exposure of the slope. Dying out dumps due to combustion processes lead to burnout of the root system of plants, which makes recultivation work more difficult. Ash content (percentage of unburned residue) is an important physicochemical indicator of waste rock. The average ash content of the waste rock of the operating dumps is 79.1-79.4%. According to the surveys, the highest ash content is inherent in the operating dump of the Lisova mine and amounts to 88.4%. The lowest is at Chervonohradska mine (73.7%).

It was determined that the content of heavy metals in the rock is variable. According to the average value, the MAC is exceeded for Pb, Ni and Co (Chervonohradska mine). An abnormally high and uneven Co content is observed, ranging from 9.3 mg/kg to 17100 mg/kg. Such an uneven Co content in the rock may be related to the fact that the rock removed from the mine at depths from 800 m to 1100 m is randomly dumped in different sites of the dump. In this case, the descriptive statistics and Kolmogorov-Smirnov and Shapiro-Wilk tests suggest that the assumption of a normal distribution of heavy metals in the waste heaps in the study area should be rejected. The Cu and Zn distributions in the dumps are closest to the normal distribution. In our case, the correlation between heavy metals in the rock is below average, and it is not detected in 1/3 of the cases. The non-parametric Spearman's coefficient ( $r_s$ ) revealed an average correlation between the content of

heavy metals in pairs of Mn and Ni ( $r_s=0.46$ ), Mn and Zn ( $r_s=0.52$ ), Ni and Zn ( $r_s=0.58$ ), and Cu and Zn ( $r_s=0.49$ ).

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

The correlation coefficient for Mg and Pb concentrations is  $r=0.95$ , Mg and Al -  $r=0.95$ , Al and K -  $r=0.96$ , P and Fe -  $r=0.95$ , Cr and Sn -  $r=0.81$ , Fe and Co -  $r=0.95$ , Cu and Ni -  $r=0.92$ . The following pairs of chemical elements demonstrate a weak connection: Ca i P -  $r=0.28$ , Si i S -  $r=0.20$ , Fe i Ca -  $r=0.35$ , K i Ca -  $r=0.29$ , Fe i C -  $r=0.21$ . The weakest relationship between the concentration of chemical elements is demonstrated by Si, having an average correlation coefficient of 0.36, and Ca (average  $r=0.43$ ).

An investigation of the gross heavy metal content of Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb in the 0-15 cm and 0-20 cm horizons in the waste heap revealed that their concentrations do not exceed the maximum permissible concentrations established by the state standards of Ukraine for soils. Cu content exceeding the maximum permissible concentrations was found at the foot of the waste heap in the east (study area No. 4). However, the content of heavy metals in comparison with the background values (study site No. 6) exceeds the values for some elements by ten times. It was found that the most contaminated with heavy metals is the investigated

area No. 4 in the horizon of 0-15 cm, located on the eastern side at the foot. Heavy metal content in the background area, located within a radius of 3 km from the waste heap, is the lowest in the 0-15 cm horizon.

The main feature of the formation of the dump ecotopes is related to the increase in the concentration of all chemical elements compared to the natural background. Mg, Pb, Sn, Fe, Al, Cu, P, Ni, and Zn demonstrate the highest correlation with the intensity of anthropogenic load. The difference between the ecotopes of various dump exposures is basically caused by the concentration of Ca and Al. Visualization of geochemical data based on both typological schemes and 2D diagrams, with chemical element concentrations as the axis, is a tool for predicting the vegetation dynamics.

The geochemical properties of subterranean waters within the Chervonohrad mining region were investigated and the environmental restoration of the area around man-made waste heap ponds using bioplato systems was proposed. It has been established that the pH of the environment (subterranean waters) ranges from strongly acidic (Mezhyrichanska mine) to alkaline (Velykomostivska, Stepova, Zarichna, Chervonohradska mines). Subterranean wastewater affects the pH of the soil, affecting the development of forest and crops. The total iron content exceeds the MAC for the subterranean waters of the Mezhyrichanska (4.88 times) and Lisova mines (5.6 times). The sulfate content in the subterranean waters exceeds the MAC for Mezhyrichanska (12.6 times), Zarichna (2.16 times), Lisova (3.25 times), and Chervonohradska (2.5 times) mines. The fluoride content in the subterranean waters exceeds the MAC only at Mezhyrichanska mine (2 times).

Considering the acid reaction of the environment and low substrate temperatures, earthworm (*Lumbricus terrestris*) colonies in the spoil heaps' edaphotopes are insignificant. Since the northern slope exposures have the highest moisture content and suitable temperature regimes for earthworms, the largest colonies are observed here: 18 colonies with a biomass of 9.6 g/m<sup>2</sup> at a depth of 10 cm; 7 colonies with a biomass of 4.8 g/m<sup>2</sup> at a depth of 20 cm.

As part of the biological stage of reclamation (phytomelioration) of waste heaps, we suggest using a significant amount of planting material: tree species: silver birch (*Betula pendula* Roth.), aspen (*Populus tremula* L.), black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), pine (*Pinus sylvestris* L.) and pedunculate oak (*Quercus robur* L.); shrub species: alder buckthorn (*Frangula alnus* Mill.), black elder (*Sambucus nigra* L.) and false indigo-bush (*Amorpha fruticosa* L.); herbaceous species: coltsfoot (*Tussilago farfara* L.), white clover (*Trifolium repens* L.), hairy sedge (*Carex pilosa* Scop.), common mugwort (*Artemisia vulgaris* L.), goosefoot (*Chenopodium album* L.) and bluegrass (*Poa pratensis* L.). All the species in the range are adapted to the climatic conditions of the region, its complex soil conditions, and possess high growth and development energy and a broad root system.

During the phytomelioration process, three "marker" comparative stages were identified at the 3rd, 5th and 10th year of development. The initial stage, prior to the phytomelioration stages, has pronounced negative exogenous features: water-erosion potholes, ravines, landslides of fossilized rocks, and traces of wind erosion. The vegetation cover is "mosaic", represented by single specimens of silver birch (*Betula pendula* Roth.) from 2 to 5 meters high and pine (*Pinus sylvestris* L.) about 1 meter high. The third-year analysis of the phytomelioration process showed the initial stage of primary succession when the devastated rock is covered with the first high-growth herbaceous plants growing and developing practically without competing for space, moisture and mineral nutrition. At this stage, each plant and its small groups begin developing an individual phytogenic field. In the fifth year of the phytomelioration process, signs of the development stage of avant-garde species of woody and shrubby vegetation appear, at which shrub and tree species undemanding to soil and climatic conditions, prevailing wind flows create the necessary preconditions for the further development of phytogenic fields, green areas become larger and almost the entire area is covered by the close grassy cover. The research site belongs to the stage of secondary succession. At the age of 7-8, the stage of woody vegetation development begins. The plantation composition is enriched with more demanding species of trees and shrubs forming stable multi-tiered phytocoenoses. The shrub species *Sambucus*

*nigra* L. and the tree species *Populus tremula* L., *Robinia pseudoacacia* L. and *Quercus robur* L. are added. The formation of a stable three-tiered plantation with the presence of herbaceous, shrub and tree species is observed. Competition for overgrowth space, moisture and nutrient mineral resources intensifies.

Generally, 49 species of vegetation, arising from the natural overgrowth and belonging to 23 families, were identified on the waste heaps of coal mines in the investigated region. The coefficient of phytomelioration efficiency was calculated for all periods of the phytomelioration process. The total area of the research plot is 280 m<sup>2</sup>. According to the calculated variations in the dynamics of phytomelioration efficiency coefficients at different stages of the phytomelioration process ( $K_{PM}=0.155-4.485$ ), recultivation and phytomelioration works on the surface of waste heaps are recommended.

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

### **List of the applicant's publications**

#### ***Research papers publishing the main scientific results of the research:***

1. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., **Voloshchyshyn A.**, Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. 1. 53-58. (**Index Copernicus**)

*Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, formulation of the problem.*

2. Popovych V. V., **Voloshchyshyn A. I.** Phytomelioration of mine waste heaps within the impact zone of the Lviv-Volyn coal basin. Collection of scientific works of the National Mining University. 2018. 54. 377-394 (**Index Copernicus**).



*Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, problem formulation, and presentation of research results.*

3. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. 75(3). 33-45. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.75.3.23323> (Scopus)

*Personal contribution - formulation of the task and aim of the research, processing of research results.*

4. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2019. 4(436). 230-237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118> (Scopus)

*Personal contribution - field temperature measurements, processing of research results.*

5. Popovych V. V., Henyk Y. V., **Voloshchyshyn A. I.**, Sysa L. V. Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2019. 5. 122-129. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19> (Scopus)

*Personal contribution - field research, rock sampling, formulation of the aims of the article and conclusions.*

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

*Personal contribution - field research, rock sampling, analysis of research results.*

7. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.**, Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. (Scopus)

*Personal contribution - field research, rock sampling, description of test areas and rock burning sites, conclusion formulation.*

***Scientific publications certifying the approbation of the thesis materials:***

8. Popovych V., Kuzmenko O., **Voloshchyshyn A.**, Petlovanyi M. Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering.* 2018. Vol. 60. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010> (Scopus)

*Personal contribution - analysis of literature sources, field research, processing of research results.*

9. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro).* 2018. P. 86.

*Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, field research of waste heaps.*

10. Popovych V. V., **Voloshchyshyn A. I.** Main trends in the restoration of devastated mining landscapes (global aspect). *School of Underground Mining: Mater. XII International Scientific and Practical Conference (Berdiansk, September 4-8, 2018).* 2018. P. 73-74.

*Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, formulation of conclusions.*

11. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.** Ecological features of the formation of phytomeliorative cover on the waste heaps of coal mines. *Topical issues of technogenic and civil safety of Ukraine: Mater. I All-Ukrainian Scientific Conference (Mykolaiv, September 21-22, 2018).* 2018. P. 86-87.

*Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, species composition identification.*

12. Popovych V.V, **Voloshchyshyn A.I.** Environmental hazards of lignite waste heaps. *Environmental safety as a basis for sustainable development of society. European experience and prospects: Mater. III International Scientific and Practical Conference (Lviv, September 14, 2018)*. 2018. P. 24.

*Personal contribution - analysis of literature sources, formulation of conclusions.*

13. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.**, Popovych N.P. Theoretical and practical aspects of environmental waste logistics. *The strategy of environmental security of Ukraine: socio-economic and legal dimension: Mater. III Round table (Lviv, May 11, 2018)*. 2018. P. 57-61.

*Personal contribution - problem statement, development of a logistics scheme.*

14. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 2019. 123. 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035> (Scopus)

*Personal contribution - sampling of subterranean waters, processing of results, formulation of conclusions.*

15. Popovych V. V., **Voloshchyshyn A. I.** Chlorides and sulfates in subterranean waters of coal mine waste heaps. *Current state and prospects of development of landscape architecture, gardening, urban ecology and phytomelioration: Mater. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. - Practical Conf. (Lviv, April 4-5, 2019)*. 2019. P. 216-217.

*Personal contribution - water sampling, analysis of the results.*

16. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Impact of coal-mining waste burning on the environment. *Ecological impact of fire, deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table (March 29, 2019, Lviv)*. 2019. P. 37-39.

*Personal contribution - measurement of rock combustion temperature, formulation of conclusions.*

17. Popovych V. V., Popovych N. P., **Voloshchyshyn A. I.** Devastated landscapes and their impact on regional environmental security. *The strategy of Environmental Safety of Ukraine: Socio-Economic and Legal Dimension: Collection of Materials of the IV Round Table (Lviv, May 17, 2019)*. 2019. P. 72-76.

*Personal contribution - presentation of research results, formulation of conclusions.*

18. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.** Water basin pollution as a result of mining activities as a factor in reducing regional environmental safety. *Topical issues of technogenic and civilian security of Ukraine: Mater. II All-Ukrainian Scientific Conference (Mykolaiv, September 18-19, 2020)*. 2020. P. 134-135.

*Personal contribution - presentation of research results, formulation of conclusions.*

19. Popovych V. V., **Voloshchyshyn A. I.** Aerotechnogenic environmental pollution in the coal mining zone. *Environmental safety as a basis for sustainable development of society. European experience and prospects: Mater. IV International Scientific and Practical Conference (Lviv, March 26, 2021)*. 2021. P. 131-132.

*Personal contribution - analysis of literature sources, formulation of conclusions.*

20. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Bosak P., Popovych N. Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. 915(1). 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001> (Scopus)

*Personal contribution - field research, sampling of subterranean waters, processing of results, formulation of conclusions.*

21. Bosak P. V., **Voloshchyshyn A. I.** Burning of coal mine spoil heaps in the Chervonohrad mining area. *Sustainable development: environmental protection. Energy saving. Balanced nature management: a collection of materials of the VII International Youth Congress (Lviv, February 10-11, 2022)*. 2022. P. 124.

*Personal contribution - field research, analysis of results, formulation of conclusions.*

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ.....	23
ВСТУП.....	24
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ .....	30
1.1. Теоретичні передумови урбоекологічних досліджень «природна підсистема – соціальна підсистема – технічна підсистема».....	30
1.2. Екологічна безпека природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування.....	33
1.3. Ландшафто-трансформуючі чинники екологічної безпеки породних відвалів.....	37
1.4. Захист довкілля в умовах вуглевидобування .....	52
Висновки до Розділу 1.....	56
РОЗДІЛ 2. ПРЕДМЕТ, ОБ’ЄКТИ, МЕТОДИ, МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ДІЛЯНОК.....	58
2.1. Програма досліджень.....	58
2.2. Предмет, об’єкт, методи, методики досліджень.....	60
2.3. Характеристика досліджуваних ділянок .....	64
2.4. Едафо-кліматичні умови досліджень .....	67
Висновки до Розділу 2.....	71
РОЗДІЛ 3. ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ.....	73
3.1. Породні відвали в міському середовищі як негативні чинники урбанізації.....	73
3.2. Температурні режими породних відвалів.....	76
3.3. Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання в зоні впливу породних відвалів.....	86
3.4. Фізико-хімічні властивості породи відвалів.....	88

3.5. Розподіл важких металів у породному відвалі вугільної шахти за результатами статистичного аналізу.....	99
3.6. Типологічна схема екотопів породних відвалів вугільної шахти на основі дискримінантного аналізу.....	109
3.7. Моніторинг поширення важких металів в едафічних горизонтах породних відвалів.....	121
3.8. Геохімічні властивості підтериконових вод.....	131
3.9. Біогенна ренатуралізація поверхні породних відвалів.....	147
3.9.1. Життєдіяльність дощових черв'яків на поверхні породних відвалів як чинник їх ренатуралізації.....	147
3.9.2. Фітоіндикація субстрату.....	153
Висновки до Розділу 3.....	160
<b>РОЗДІЛ 4. ІНЖЕНЕРНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ПРИРОДНО-ТЕХНІЧНИХ ГЕОСИСТЕМ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ.....</b>	
4.1. Оцінка ступенів ризику породних відвалів ліквідованих шахт.....	164
4.2. Природна фітомеліорація породних відвалів ліквідованих шахт.....	170
4.3. Формування фітоценозів-меліорантів на поверхні породних відвалів ліквідованих шахт.....	174
4.4. Фітомеліоративна ефективність проективного вкриття.....	181
Висновки до Розділу 4.....	184
ВИСНОВКИ.....	186
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	189
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	190
ДОДАТКИ.....	214

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ**

БСК	– біохімічне споживання кисню
ГДК	– граничнодопустима концентрація
ГН	– граничні норми
ЕБ	– екологічна безпека
ЄС	– Європейський Союз
ПАР	– поверхнево активні речовини
ПЕД	– потужність еквівалентної дози
ХПК	– хімічна потреба в кисні
ХСК	– хімічне споживання кисню
ЦЗ	– цивільний захист
ЦЗФ	– центральна збагачувальна фабрика

## ВСТУП

**Обґрунтування вибору теми дослідження.** Функціонування Львівсько-Волинського вугільного басейну призвело до численних негативних змін в рослинному і тваринному середовищі, атмосфері, гідросфері, біосфері, а також спричинило значний вплив на життя і здоров'я людей України та Польщі, на кордоні з якою він знаходиться. До складу басейну входять три гірничопромислові райони – Червоноградський, Нововолинський та Південно-Західний, розробка яких почалася в 60-х роках ХХ століття.

На Конференції ООН з питань зміни клімату, яка відбулася восени 2021 року в Глазго (COP26) світовими лідерами та учасниками було прийнято рішення про поступову відмову від вугільної енергетики і поетапного субсидування викопного палива. В рамках заходу понад 40 держав, включаючи таких великих споживачів вугілля, як Польща, В'єтнам та Чилі, погодилися відмовитись від його використання. Україна на COP26 зобов'язалася закрити державні вугільні електростанції до 2035 року, скоротити викиди метану на 30% до 2030 року та зупинити знелісення.

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

**Зв'язок з науковими програмами, планами, темами.** Дисертація виконана в контексті пріоритетних напрямів державної політики України у сфері сталого розвитку, охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів, які визначені Законом України "Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року",



Гірничим Законом України, Розпорядженням Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції реформування та розвитку вугільної промисловості на період до 2020 року», Постановою Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції Державної цільової програми справедливої трансформації вугільних регіонів України на період до 2030 року», а також Глобальній цілі сталого розвитку ООН – «Ціль 12. Відповідальне споживання та виробництво. Забезпечення переходу до раціональних моделей споживання і виробництва».

Дисертаційна робота виконувалася в рамках науково-дослідної роботи «Техногенно-екологічна безпека породних відвалів вугільних шахт, полігонів твердих побутових відходів та пірогенно трансформованих територій» (державний реєстраційний номер 0121U113363), де автор є відповідальним виконавцем.

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

У відповідності до поставленої мети передбачалося розв'язати наступні завдання:

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

- вивчити умови розвитку земельної біоти під впливом ландшафто-трансформуючих, хімічних, фізичних, експлуатаційних чинників;
- встановити роль природної фітомеліорації в ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів у регіонах вуглевидобування.

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

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

*Методи дослідження.* Під час проведення досліджень застосовано такі методи: загальнонаукові (рекогносцирування, спостереження); флористичні (дослідження систематичного складу та структури рослинності породних відвалів); фітоценотичні (польові стаціонарні й напівстаціонарні, закладання трансект, пробних площ та екологічних профілів для дослідження рослинного покриву на ділянках різного ступеня деградації); моніторингу (встановлення умов місць зростання); кліматопічні (дослідження мікроклімату на різних ділянках породних відвалів); ґрунтознавчі (едафічні дослідження поверхневого шару породних відвалів); біоіндикаційні (встановлення токсичності едафотопів за допомогою використання тест-організмів у штучних (крес-салат) та природних (дощовий черв'як) умовах); хімічні (дослідження вмісту важких металів, мінеральних речовин у едафотобах породних відвалів); радіологічні (вимірювання радіаційного фону); термометричні контактні та безконтактні (вимірювання температури едафотопів та відкритого полум'я під час горіння породних відвалів); математико-статистичні (моделювання температурних, вологісних полів породних відвалів, оброблення та опрацювання отриманих даних).

Програмне забезпечення – *Surfer, MS Excel, MS Visio, Paint, Statistica 8.*

**Наукова новизна отриманих результатів.** У результаті вивчення впливу чинників еколого-техногенної небезпеки ліквідованих шахт на підсистему

природних об'єктів та природної фітомеліорації підсистеми штучних об'єктів отримано такі наукові результати:

*вперше:*

- встановлено закономірності розподілу екологічно небезпечних компонентів у відвальних породах від їх фракційного складу;
- встановлено, що зростання концентрації хімічних елементів, у порівнянні з природним фоном, є основним чинником формування екотопів породного відвалу, що надає можливість прогнозувати горизонтальну та вертикальну динаміку розвитку рослинного покриву (природної фітомеліорації);
- встановлено особливості міграції хімічних елементів у гідросферу, що дозволяє прогнозувати рівень екологічної небезпеки від забруднення підтериконовими стічними водами довкілля в зоні впливу породних відвалів;

*удосконалено:*

- методику дослідження осередків горіння породних відвалів шляхом врахування техніко-експлуатаційних та екологічних показників сучасних безконтактних приладів;
- класифікаційні ознаки природно-технічної геосистеми ліквідованих шахт шляхом виділення трьох взаємопов'язаних складових – підсистеми природних об'єктів, підсистеми штучних об'єктів та антропогенного чинника;

*набули подальшого розвитку:*

- наукові підходи щодо вимірювання радіаційного фону в зоні впливу породних відвалів, що дозволяє здійснити прогнозування впливу техногенного забруднення на довкілля у межах регіону;
- методологічні підходи щодо моніторингу забруднення довкілля у межах природно-технічних геосистем ліквідованих шахт.

**Практичне значення одержаних результатів.** Результати досліджень запропоновані для ревіталізації породного відвалу шахти «Надія» (в складі групи авторів) у рамках наукового конкурсу «Хакатон вугледобувних міст. Видобувай нові ідеї», організованого хабом інновацій для міст «СИНХРО ПРОСТІР» спільно із Українським союзом промисловців та підприємців за

підтримки Програми розвитку ООН, презентація яких відбулася в залі урочистих подій Верховної Ради України (2021 р.) за що отримано диплом переможця (додаток Г).

Результати досліджень використовує ВП «Червоноградське спецуправління з гасіння териконів та рекультивації земель» – температурні поля поверхні породних відвалів та видовий склад природних фітомеліорантів враховуються під час технічного планування породних відвалів та біологічного етапу рекультивації; аналіз вмісту небезпечних речовин у породі та підтериконових водах, дані про потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання використано в комплексній оцінці екологічної безпеки гірничодобувного регіону (додаток Д).

Результати досліджень впроваджені в навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності під час викладання таких курсів: «Ландшафтна екологія», «Моніторинг довкілля», «Техноекологія» (додаток В).

**Особистий внесок здобувача.** Дисертаційна робота є завершеною науковою працею та є самостійним дослідженням здобувача, що має наукове та практичне значення. Дисертаційна робота є результатом наукових досліджень дисертанта. Автором розроблено програму та завдання досліджень, проведено низку польових та лабораторних досліджень. Усі наукові ідеї, положення, результати теоретичних досліджень, висновки дисертації розроблені, сформульовані та отримані особисто автором у період з 2018 до 2022 років.

**Апробація матеріалів дисертації.** Основні положення і результати дисертаційної роботи та окремі результати досліджень доповідались на круглих столах та конференціях різних рівнів: International Conference «Applied Biotchnology in Mining» (м. Дніпро, 2018 р.); XII Міжнародній науково-практичній конференції «Школа підземної розробки» (м. Бердянськ, 2018 р.); I та II Всеукраїнській науковій конференції «Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України» (м. Миколаїв, 2018-2019 рр.); III та IV Міжнародній науково – практичній конференції «Екологічна безпека як основа сталого

розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» (м. Львів, 2018 р., 2021 р.); III та IV Круглому столі «Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір» (м. Львів, 2018-2019 рр.); Міжнародній науково – практичній конференції «Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації» (м. Львів, 2019 р.); Ecological impact of fire, deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table (March 29, 2019, Lviv); VII Міжнародному молодіжному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2022 р.).

**Публікації.** За результатами досліджень, представлених у дисертаційній роботі, опубліковано 21 наукова праця, з яких: 7 – наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації (5 з них опубліковані в наукометричних журналах бази даних Scopus); 14 – наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації (3 з них проіндексовані базою даних Scopus).

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертація складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Список використаних джерел включає 203 найменування, з них 134 – латиницею. Загальний обсяг роботи складає 303 сторінок, з яких 136 сторінок основного тексту з 17 таблицями та 77 рисунками.

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

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

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

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

У 2015 році Організація Об'єднаних Націй прийняла Порядок денний сталого розвитку до 2030 року та його 17 Цілей сталого розвитку (ЦСР), спрямованих на створення кращого світу для всього людства. Незважаючи на те, що людський розвиток залежить від природи та її ресурсів, неживі (абіотичні) природні ресурси та процеси наполегливо нехтуються міжнародною та національною політикою, яка сприяє сталому розвитку [20].

Вугледобувна галузь спричиняє значне техногенне навантаження на довкілля, впливає на здоров'я людей та трансформує умови життя незалежно від місця чи країни видобутку. Найбільш небезпечними чинниками порушення якості довкілля є породні відвали. Дослідження впливу породних відвалів вугільних шахт на організм людини та біоту проводяться практично у всіх індустріально розвинених країнах та країнах, де експлуатуються шахти корисних копалин. У світі щорічно видобувається біля 2 млрд. т вугілля, при цьому із надр вивільняється велика кількість твердих, рідких та газоподібних відходів. Світові ресурси вугілля за даними різних міжнародних організацій складають від 8 до 16 трлн. т. Видобуток вугілля супроводжувався викидом 6 млрд. м<sup>3</sup> метану, більше 3 млрд. м<sup>3</sup> вуглекислого газу, 12,5 тис. т пилю, 1,4 млрд. м<sup>3</sup> стічних вод і 110,8 млн. т відвальної породи (Максимович, 1991).

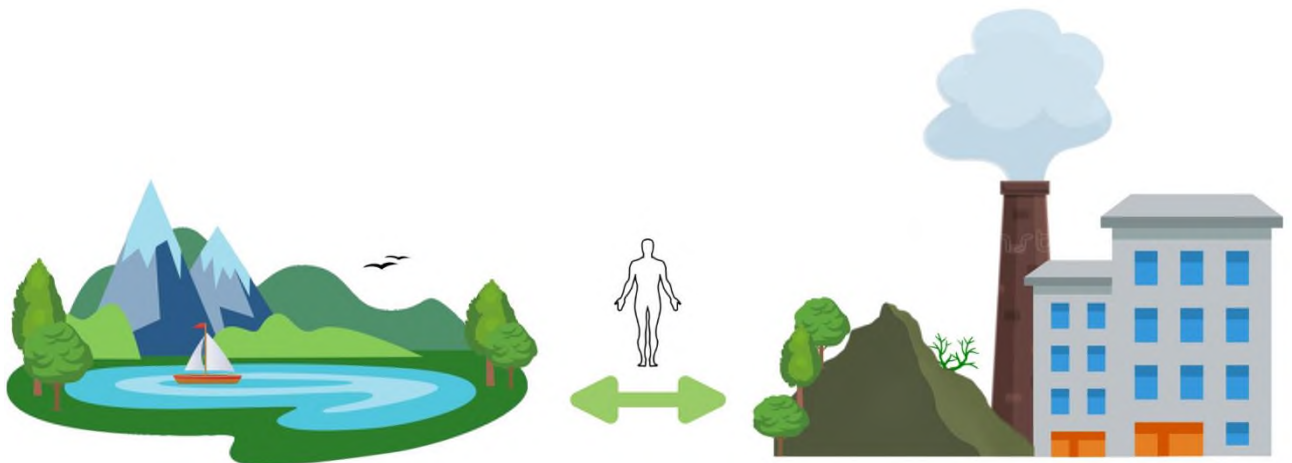


Рисунок 1.1 – Природно-технічні геосистеми у вуглевидобувних регіонах

На Конференції ООН з питань зміни клімату, яка відбулася восени 2021 року в Глазго (COP26) світовими лідерами та учасниками було прийнято рішення про поступову відмову від вугільної енергетики і поетапного субсидування викопного палива. В рамках заходу понад 40 держав, включаючи таких великих споживачів вугілля, як Польща, В'єтнам та Чилі, погодилися відмовитись від його використання. У кліматичному пакті Глазго міститься

звернення до всіх країн представляти більш ефективні національні плани діяльності в наступному році, а не у 2025 році, як це було передбачено раніше. Країни підтвердили мету Паризької угоди – утримати приріст глобальної середньої температури набагато нижче 2°C і докласти зусиль з метою обмеження зростання температури до 1,5°C. Україна на COP26 зобов'язалася закрити державні вугільні електростанції до 2035 року, скоротити викиди метану на 30% до 2030 року та зупинити знеліснення.

В Україні накопичено близько 36 млрд. тон відходів, або більш як 50 тис. тон на 1 км<sup>2</sup> території, з яких утилізується лише 30% промислових відходів та 4% побутових відходів. Обсяги утворення, розміщення, утилізації та знищення відходів постійно уточнюються з урахуванням критеріїв віднесення їх до різних видів та різних класів небезпеки [166, 200]. До гірничо-хімічних та енергетичних відходів можна віднести відходи вугледобування, фосфогіпс, хвости збагачення руд (сірчаних, фосфоритних, калійних і т.п.), шлаки теплових електростанцій, шлами, кислі гудрони і т. п. Ці відходи характеризуються багато тоннажністю і для уникнення екологічної небезпеки від їх нагромадження придатні лише технології багато тонного застосування (виробництво будівельних матеріалів, будівництво автодоріг, використання як закладного матеріалу для закладки пустот у відпрацьованих кар'єрах та шахтах, тощо).

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



## **1.2. Екологічна безпека природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування**

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

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

Технології утилізації цінних та ресурсних відходів – це спеціальні технології, індивідуальні для кожного виду відходів, які забезпечують максимальну повноту вилучення цінних компонентів із відходів. В цю категорію з розвитком інноваційних технологій переробки можуть переходити відходи, які на сьогоднішній день за складовані у техногенних родовищах. Для утилізації інших відходів придатні спеціальні технології, які індивідуальні для кожного виду відходів виходячи із його фізико-хімічних характеристик та об'ємів нагромадження.

Поводження із відходами в Україні регулюється низкою законодавчих нормативно-правових актів, насамперед Законом України «Про відходи». Слід зазначити, що розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада

2017 р. № 820-р схвалено «Національну стратегію управління відходами в Україні до 2030 року» у якій зазначено, що відходи, які утворюються у процесі видобування, збагачення, хіміко-металургійної переробки, транспортування і зберігання корисних копалин є вторинним сировинним резервом промисловості, будівництва та енергетики. Значний ресурсний потенціал становлять також відходи як вторинна сировина, що є залишками продуктів кінцевого споживання (макулатура, полімери, склобій, зношені шини тощо) [200].

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

В рамках дослідження [74] досліджено сучасний стан відходів вугільної промисловості. На основі описаних рішень щодо використання відходів гірничої промисловості була запропонована стійка, соціально-екологічна стратегія СЕ для цієї групи у вибраній зоні відходів разом з аналізом найвищого та найкращого використання для відвалів у складних правових, економічних і технічних умовах.

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

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

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

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

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

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

У дослідженні [27] було вивчено генетичне різноманіття та диференціацію двох популяцій *Echium vulgare* L., що походять із родовищ гірничо-металургійних відходів Zn-Pb (популяції MP, MB) та однієї з незабрудненого ґрунту (популяція NM). Суворі умови довкілля не зменшили генетичне різноманіття *Echium vulgare* L., а, навпаки, збільшили його. Усі маркери, вказували на диференціацію між металевими та неметалічними популяціями рослини. Використані системи молекулярних маркерів не надали єдиної інформації щодо внутрішньо- та міжпопуляційної різноманітності *Echium vulgare* L. Зроблено висновки, що використання лише однієї методики замість комбінації кількох систем маркерів може дати оманливі результати.

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

Концентрація мікроелементів Zn, Pb, Cu та Cd у хвої сосни звичайної у пост вугільних екосистемах не відрізнялася від даних на природних ділянках. Зроблено висновок, що в цій частині Європи в лісистих районах, з домішками кам'яного вугілля, піску, бурого вугілля і сіркою при видобутку корисних

копалин немає ризику концентрації мікроелементів у шахтних ґрунтах. Виняток становив випадок Cd у ґрунтах піщаного кар'єру та відвалу кам'яного вугілля, розташованих у регіоні Верхньої Сілезії (Польща), що було більше пов'язано з промисловим тиском та осадженням забруднюючих речовин, ніж початковою концентрацією Cd у материнських породах [80].

Досліджено [134] ділянки навколо шахти кольорових металів на півдні Китаю. Три типи місць відбору проб (A–C) були встановлені на ґрунті мінеральних відходів у зоні видобутку та на прилеглих сільськогосподарських угіддях (D) і вздовж річкового русла (E) за межами території видобутку: A, нещодавно оброблений ґрунт із мінеральних відходів; B, крутий 6-місячний штабель відпрацьованого ґрунту; C – пологий схил 12-місячного пустиря; D, ґрунт сільськогосподарських угідь в межах 1 км від шахти; і E, річкова вода та прилеглий ґрунт. Середній вміст Pb, Zn та Cd у районі видобутку (типи A–C) становив відповідно 2028, 3794 та 14,8 мг/кг, що у 8, 19 та 49 разів перевищувало другий рівень стандарту якості навколишнього середовища для ґрунтів Китаю. Середній вміст Pb, Zn і Cd для ділянок D і E становив 76,4, 131 і 0,18 мг/кг і 147, 194 і 0,95 мг/кг, відповідно, усі вони були під лімітами другого рівня.

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

### **1.3. Ландшафто-трансформуючі чинники екологічної безпеки породних відвалів**

У провідних країнах світу рекультиваційні роботи на техногенних ландшафтах здійснюються з 20-х років ХХ століття. Вуглевидобувна галузь в Україні представлена Львівсько-Волинським, Дніпровським та Донецьким

басейнами. Львівсько-Волинський вугільний басейн розташований у південно-східній частині Львівсько-Люблінської палеозойської западини і входить до зони перикратонних занурень південно-західної окраїни Східно-Європейської платформи. Басейн вивантажений відкладами рифею, кембрію, ордовику, силуру, девону, карбону, юри, крейди, а також кайнозойськими утвореннями [148]. Кам'яне вугілля Львівсько-Волинського вугільного басейну відноситься до відкладів карбону, який знаходиться на глибині 300-600 м. Загальні геологічні запаси його – 2 млрд. т., а балансові – 1,4 млрд. т [161]. Басейн складають три гірничопромислові райони – Червоноградський, Нововолинський і Південно-Західний (рис. 1.2).

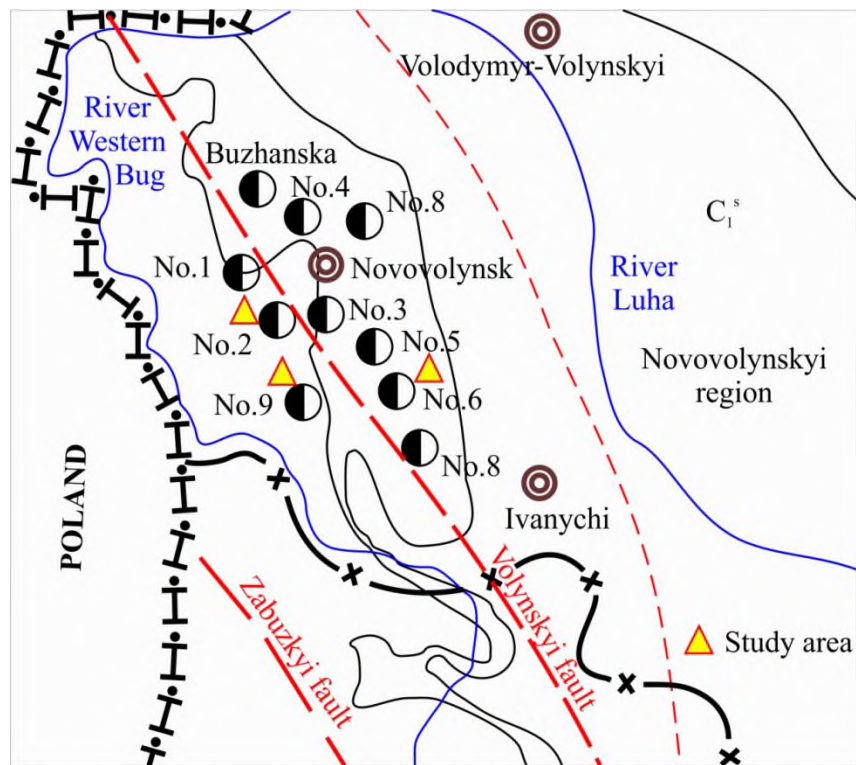


Рисунок 1.2 – Схематичне зображення Львівсько-Волинського вугільного басейну

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

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

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

Вуглевидобування супроводжується незворотними прямими і непрямими змінами довкілля, що призводить до формування порушених земель різного типу, масштабу і генезису. В Україні проводяться численні дослідження відновлення девастрованих ландшафтів, які утворилися внаслідок складування відвальної породи. Зокрема, з метою вибору напрямів подальшого використання відвалів, науковцями у роботі [47] представлено алгоритм технологій поводження з породою на підставі удосконаленого технологічного паспорту. Екологічні паспорти породних відвалів надають можливість розробляти перспективні плани заходів щодо зменшення обсягів утворення відходів і запобігання їх негативного впливу на довкілля та здоров'я людини. Алгоритми проведення електронної екологічної паспортизації породних відвалів (на прикладі породного відвалу № 23 шахти „Ім. Я. М. Свердлова“), що включають етапи введення, накопичення, обробки та систематизації інформації,

а також картографування місць розміщення відходів, представлені у дослідженнях [76]. Слід зазначити, що концепція застосування теорії графів для створення хронологічної моделі породного відвалу, яка дозволить виявити осередки шкідливих речовин і дати рекомендації з подальшого використання цих речовин сформульована попередньо у роботі [96]. За представленою моделлю можна розробити рекомендації щодо контролю за небезпечними речовинами у гірничопромислових районах та напрямками їх подальшого використання.

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

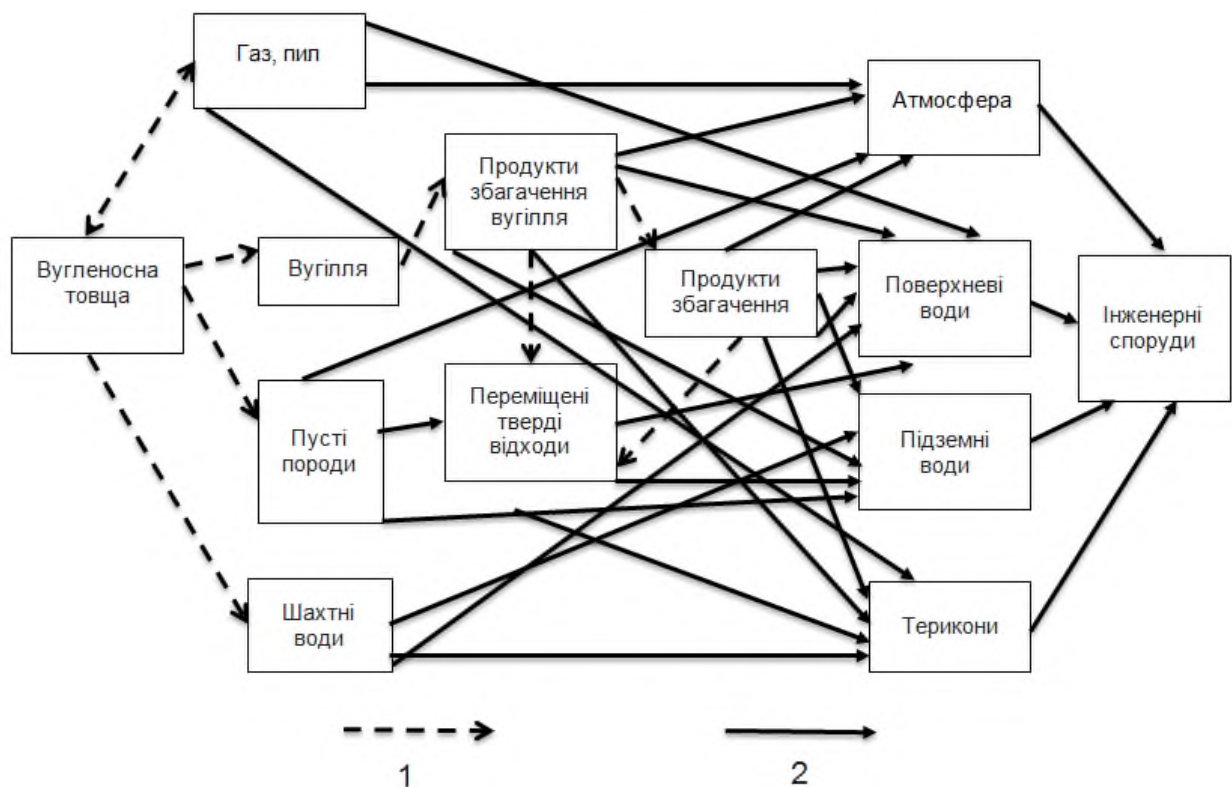


Рисунок 1.3 – Шляхи техногенної міграції речовин у вугледобувних районах: 1 – під час технологічних операцій; 2 – під впливом природних чинників

(Максимович Н. Г., Горбунова К. А., 1991)



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

Багаті сульфідами шахтні хвости в Адаку, які піддаються вивітрюванню, викликають кислотний дренаж шахти, що характеризується низьким рН (2–4) і високим вмістом  $\text{SO}_4$  (до  $800 \text{ mg L}^{-1}$ ). Зразки поверхневих вод, опадів і ґрунту, зібрані під час цього дослідження, містять вищі концентрації As, Cu, Fe та Zn порівняно з цільовими та/або межами втручання, встановленими міжнародними регуляторними органами. Зокрема, викликають занепокоєння високі концентрації As у воді (до  $2900 \text{ мкг/л}$ ) і осадах (до  $900 \text{ мг/кг}$ ) [11].

В роботах [53, 55] звертається увага на ті обставини, що крім планових відходів гірничого виробництва до них додаються значні додаткові об'єми породи і корисних копалин, що відслонюються в результаті напружено-деформованого стану гірського масиву, а також штучного масиву, обвалюються в гірничі виробки і видаються на земну поверхню при веденні гірничих робіт. До цього ще треба додати породні відвали, шламосховища та відстійники, що знаходяться поблизу збагачувальних фабрик, а ці породи є більше подроблені ніж у відвалах гірничих підприємств. Для їх розміщенні виймаються із обороту значні площі земної поверхні. Так, наприклад, у породних відвалах Львівсько-Волинського регіону накопичено  $40,0 \text{ млн м}^3$ , а за зайнятими площами займає друге місце (320 га) після Покровського району Донецької області. Вугленосні формації займають 15% території континентів [160]. Розподіл породних відвалів вугільних шахт Львівсько-Волинського регіону за обсягами та площею виглядає наступним чином рис. 1.4.

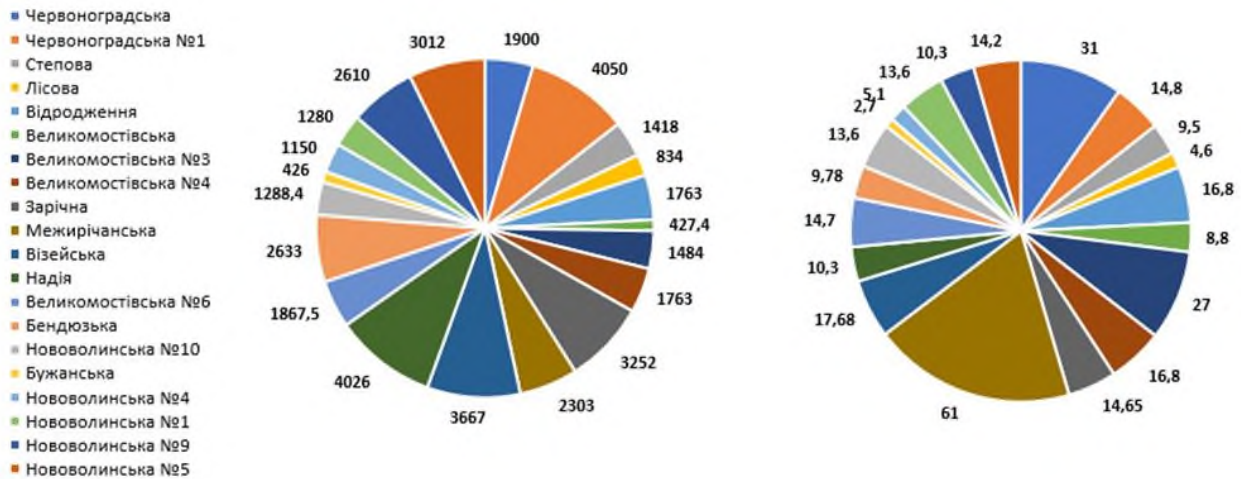


Рисунок 1.4 – Розподіл породних відвалів Львівсько-Волинського регіону за обсягами накопичених порід (а) та зайнятими площами (б)

Таким чином в окремому промисловому районі утворюється анклав із забруднення довкілля, що за своїми обсягами впливають на загальний санітарний стан регіону та розподіл атмосферних потоків. Донецький і Львівсько-Волинський вугільний басейн з розвинутою інфраструктурою гірничих підприємств складають загрозову ситуацію, що у перерости зони екологічної катастрофи. Хімічний склад порід терикону є близьким до порід вугленосної товщі Львівсько-Волинського басейну [160] (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Хімічний склад гірничих порід терикону шахти «Червоноградська» [160]

Гірські породи	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	FeO	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O+	Na <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> O	SO <sub>3</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Пісковики	75-85	5,7-	0,2-	2,7-	0,1-	0,4-	0,9-	1,8-	0,1-	0,0-	
		9,7	0,6	4,0	0,5	1,3	1,5	4,0	0,2	0,1	
Аргіліти	49-58	9,6-	0,4-	8,8-	0,7-	1,2-	1,2-	1,9-	0,2-	0,2-	
		22,5	1,0	9,9	3,5	2,0	3,0	4,5	6,5	2,0	
Алевроліти	49,8-70	16,2-	0,8-	1,2-	0,7-	0,8-	1,5-	0,5-	0-0,3	0,1-	
		23,0	1,5	1,5	1,4	1,4	3,9	1,5		0,5	

Горілі породи	60	22,7	1,0	8,0	0,8	1,5	2,5	2,5-	0,95	0,1
Вивітрені породи	38	16,5	0,8	10,5	0,8	1,9	2,2	27,9	0,55	0,6
Невивітрені («свіжі» породи)	38,5	17,4	0,7	12,0	0,8	1,5	2,3	24,8	0,35	0,2

Цей хімічний склад порід є характерним і для інших породних відвалів шахт цього регіону. Порода знаходиться у подробленому вигляді і більшість хімічних елементів, що утворюють складані геологічні структури взаємодіють з атмосферою та опадами. Крім новоутворень хімічних сполук у породних відвалах до них додаються рудникові гази, що піднімаються на земну поверхню через тріщини та тектонічні порушення  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{TiO}_2$  та інші сполуки, що утворилися природнім шляхом, або під час ведення гірничих робіт чи газифікації вугільних пластів [29]. У початковій, активній фазі дії відвалів, живі істоти майже відсутні, але відбуваються перехідні процеси окислення порід (температура горіння териконів становить  $+900^\circ\text{C}$  –  $+1300^\circ\text{C}$ ), їх перехід у фазу спокою, де утворюються сприятливі умови для відроджується безхребетних організмів.

За даними [29] встановлено, що найбільший вміст у аргілітах та алевролітах  $\text{SiO}_2$  та  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Загальний вміст (%) токсичних компонентів порід відображено у діаграмі на рис. 1.5.

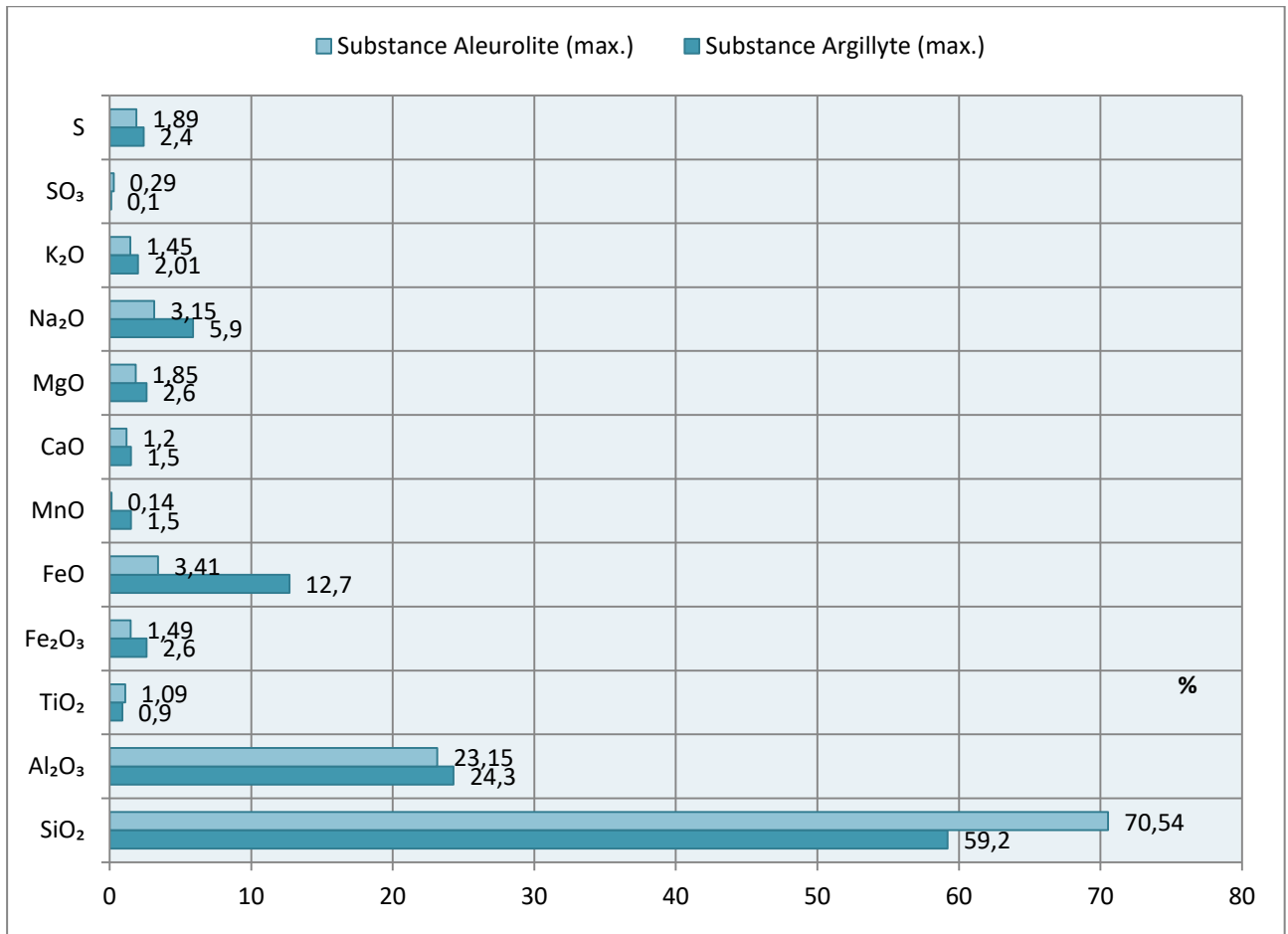


Рисунок 1.5 – Хімічний склад породи відвалу збагачувальної фабрики ПАТ «Львівська вугільна компанія» [172]

Едафічним дослідженням відвальної породи шахт присвячено чимало наукових праць вітчизняних та закордонних вчених. Зокрема, основні заходи щодо формування та відновлення відвалів вугільних шахт та їх екологічна небезпека обговорювалися на вітчизняних різноманітних заходах. У роботі [102] зазначено, що гірничя промисловість спричиняє утворення забруднених територій, які, незважаючи на те, що вони повні цінних металів, мають високі концентрації токсичних важких металів, що забруднюють довкілля. Одним із таких забруднених регіонів є Сокальський район Львівської області на території якого функціонує Львівсько-Волинський вугільний басейн. Функціонування вугільного басейну спричиняє значне забруднення всіх компонентів біосфери та спричиняє захворюваність населення [86].

Відмічається, що завдяки рослинності із породних відвалів можна вилучати цінні метали, видобування яких із земної кори є економічно не вигідним [35]. Успіх фітореMediaції (особливо фітоекстракції) значною мірою залежить від біодоступності елементів, які, серед інших, є функцією мінеральних фаз ґрунту, органічної речовини ґрунту, рН і окисно-відновного потенціалу [124].

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

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

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

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

У світовому контексті присвячено чимало наукових праць щодо екологічної та техногенної небезпеки породних відвалів. Серед таких робіт слід відмітити наукові дослідження польських вчених [5, 67]. Зокрема, у відходах вугілля, що постраждали від термічного впливу, виявляють зміни, зафіксовані органічними та мінеральними речовинами. Усередині та на краях частинок органічної речовини з'являються неправильні тріщини та тріщини, які окислюються, випаровуються та пластифікуються. Мінеральні фази зазнали окислення, зневоднення, відновлення структури та перекристалізації [67]. Розподіл ареалу рослинності внаслідок зміни терміки ґрунту досліджено протягом трьох періодів у межах обраної трансекти, на яких виділено три типи поверхонь із різною термікою ґрунту та напрямками самозаймання. Температура коливалась від  $+9,9^{\circ}\text{C}$  до  $+139^{\circ}\text{C}$  на глибині 20 см і одночасно від  $+3,1^{\circ}\text{C}$  до  $+69,0^{\circ}\text{C}$  на поверхні. Загальний вміст органічного вуглецю в усіх зразках коливався від 1,7% до 7,6% і одночасно від 3,1% до 4,5% в місцях активного вогню. Концентрація загального азоту коливалась від 0,023% до 0,29%. Реакція ґрунту (рН) коливалась від 5,8 до 8,0 (у  $\text{H}_2\text{O}$ ). Мінливість ареалу рослинності в часі та просторі вказувала на напрямки переміщення пожежних плям. Аналіз показав, що підземна температура має значний вплив на поширення та видовий склад рослин, що ростуть на вугільних відвалах [202].

Дослідження вугільних шахт Північної Африки [163] показали, що вугілля мають високу реакційну здатність до самозаймання, ніж сланці. Обидва

матеріали показують, що збільшення вмісту вуглецю, вологи, водню, летких речовин, азоту та зменшення вмісту золи можуть доповнити схильність до самозаймання. Приблизний і остаточний аналіз випробуваних зразків показує, що ці властивості можуть бути використані як інструмент для вимірювання схильності до самозаймання.

Тривають подальші дослідження з петрографічного аналізу та детального геотехнічного вивчення вугілля та вугільних сланців, щоб оцінити їх вплив на прогнозування та мінімізацію події спонтанного нагріву [95]. Значну шкоду довкіллю, окрім впливу породних відвалів, приносять також нафтові забруднення ґрунтів, які виникають внаслідок надзвичайних ситуацій [39].

Дослідження [126] було спрямоване на породні відвали шахти Ченчжуан, розташованої в китайській провінції Шаньсі. Результати тестів запрограмованого нагрівання допомогли визначити, що CO та C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> можна використовувати як індексні гази при прогнозуванні ступенів самонагрівання вугільної породи. Результати показали, що методи ізоляції укладанням лесу можуть ефективно пригнічувати процеси самонагрівання. Крім того, виділення CO та споживання O<sub>2</sub> породою були зменшені. Дослідження також показало, що при лесовому шаруватому укладанні гальмівний вплив на самозаймання вугільної породи посилюється зі збільшенням товщини лесових шарів.

Лісові пожежі, що відбуваються у вододілах, які були утворені в районах видобутку та відновлені, створюють унікальну небезпеку для водопостачання нижче за течією. Пожежа поблизу Боулдера, штат Колорадо, яка знищила лісистий вододіл, який відновлювався від гірничодобувних порушень, що виникли 80–160 років тому, дозволили 1) оцінити забруднення миш'яком та металами в потоках, які осушують згорілу територію протягом п'ятирічного періоду після лісової пожежі та 2) визначити гідрологічні чинники, які постраждали від пожежі, які транспортують миш'як і метали в поверхневій воді. Передбачуване збільшення частоти, розміру та інтенсивності лісових пожеж на заході США, регіоні з широко розкиданими історичними шахтами, свідчать про

те, що перетин застарілих гірничодобувних робіт та гідрологічної реакції після лісових пожеж створює зростаючий ризик для водопостачання [113].

У статті [120] зроблений аналіз джерел літератури про геохімічні, геотехнічні та інженерно-технічні властивості геоматеріалів породи вугілля, щоб оцінити придатність як заміни як заповнювачів, так і в'язучих в бетонних і цементних композитах (на відміну від огляду властивостей самих цих продуктів). Встановлено, що відходи видобутку вугілля дійсно є хорошими кандидатами (як сировина) для використання та переробки в будівельних цілях. З геохімічної точки зору ключем до успішної операції з переробки є знання їх мінерального вмісту (які, як правило, різноманітні і варіюються від однієї шахти до іншої) і процесів, які вони зазнають, перетворюючись на складові нових матеріалів. В роботі [38] обґрунтовано технологічну схему формування бульдозерного відвалу з урахуванням придатності порід для цілей рекультивації, що дозволяє знизити негативний вплив гірничих робіт на навколишнє середовище. Розроблено алгоритм розрахунку параметрів бульдозерних відвалів і створена цифрова топографічна модель селективного формування відвалу. Науковцями [66] розроблена математична модель процесу фільтрування забруднюючих речовин через ґрунтовий масив та надані рекомендації з екологічно безпечного зберігання й переробки відходів фосфогіпсу. Запропоновано технологію комплексної переробки відходів фосфогіпсу з виготовлення протирадіаційних будівельних виробів і супутнім вилученням рідкоземельних елементів.

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



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

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

Науковцями [51] встановлено, що при температурі  $+500^{\circ}\text{C}$  в породі відвалу в твердому залишку з'явилися кокс і напівкокс. При температурах  $< +500^{\circ}\text{C}$  кількість In, Sb, Tl, Zn, As, Mo, Sn, Pb, Se, Hg та Cd в залишку піролізу

зменшувалася. Плавлення сульфідів під час піролізу може бути однією з причин високої летючості халькофільних елементів. Зміна режимів пожеж може суттєво вплинути на динаміку рослинності та властивості екосистеми. Нещодавнє різке збільшення частоти пожеж у всьому світі та виникнення мегапожеж привернули увагу вчених, політиків та ЗМІ [105].

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

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

Метою дослідження [125] була оцінка взаємозв'язків між рослинністю, фізико-хімічними та мікробними властивостями субстрату на місцях відвалу вугільної золи та шламу. Властивості золи та мулу негативно впливали на мікробну біомасу та ферментативну активність, на що вказують значні негативні кореляції між вмістом лужних/лужноземельних металів, важких металів та макроелементів з ферментативною активністю та/або мікробною

біомасою, а також позитивні кореляції цих параметрів з метаболічним коефіцієнтом ( $qCO_2$ ).

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

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

Автори в дослідженні [123] декларують п'ять важливих елементів, які слід включити в дослідження найкращої практики, — це кліматичні умови, фізичні характеристики відвалу, геохімічні процеси, водний режим і навантаження на навколишнє середовище з часом, оскільки водний викид  $CO_2$  із відвалів вугільних порід відбувається протягом десятиліть або століть. Визначено ключові міркування для кожного з цих елементів, щоб керувати найкращою практикою.

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

Фізико-хімічні дослідження субстратів у межах Нововолинського гірничопромислового комплексу наведено у роботі [158]. Встановлено, що у досліджених ґрунтах вміст оксидів заліза високий у середніх (елювіальних)

горизонтах і зменшується при наближенні до материнської породи. Це викликано опідзолюванням (руйнуванням алюмосилікатів і переміщенням їх продуктів у нижні горизонти). Вміст важких металів у ґрунтових профілях нерівномірний через порушення генетичних горизонтів, зміни кислотності, пригнічення кругообігу елементів та значного техногенного впливу під час роботи шахт. Низька поглинаюча здатність і пористість ґрунтів призводять до змиву важких металів до материнської породи.

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

#### **1.4. Захист довкілля в умовах вуглевидобування**

Основним заходом із зниження рівня екологічної небезпеки девастрованих ландшафтів у межах впливу вуглевидобування є рекультивація та фітомеліорація. Перші згадки про проведення рекультиваційних робіт на відвалах шахт відносяться до 1766-1794 років — початку експлуатації в Німеччині Рейнського буровугільного басейну [164]. Унаслідок відкритих способів розробки корисних копалин у Великобританії відвалами порушено близько 9 тис. га території. Всього гірничодобувна промисловість вилучила із народногосподарського використання 80 тис. га або 0,4% усієї території країни [164].

Звалища вугільних відходів, незважаючи на їх теплову активність, охоче і спонтанно заселяються рослинністю, але те, як вона потрапляє і як покриває звалище, значною мірою залежить від форми звалища, способу його спорудження, оголення і розвиток прилеглих територій, а також перебіг теплових процесів. На ділянках переважали рудеральні та лучні види, що належать до класів *Artemisietea* та *Molinio-Arrhenatheretea*, що відносяться до трансформованих біотопів. Дослідження показали, що у разі горіння породних

відвалів вугільних шахт рекультивація не має ефекту, якщо об'єкт не захищений належним чином від пожежі [4].

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



Рисунок 1.6 – Різновиди девастрованих ландшафтів Львівщини

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

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

Мануїловою Г. М. для дослідження були вибрані кар'єр та відпрацьовані відвали порід Яворівського ДГХП "Сірка", утворені при відкритому видобутку сірки, кар'єри та відвали Ясеницького родовища піску та Західний і Східний Знесінські кар'єри, розміщені на території РЛП "Знесіння" у м. Львові. Аналіз результатів обстеження експериментальних лісових культур 1980 року насадження показав, що найкращою біологічною стійкістю та ростовими характеристиками на цих об'єктах відзначаються *Salix caprea*, *Robinia pseudoacacia*, *Amorpha fruticosa* та *Corylus maxima* [171].

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

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

У роботі [131] встановлено позитивну динаміку щодо зменшення викидів вуглецю із поверхні відвалів після фітомеліорації. У роботі [103] досліджено спонтанну рослинність буровугільних відвалів на території Німеччини, Чехії та Венгрії. Встановлено, що спонтанна регенерація виявилася більш цінною та економічно ефективною з точки зору охорони природи, аніж лісова рекультивація і повинна розглядатися як альтернативна стратегія відновлення лісового господарства в Центральній Європі. Науковці з Китайського університету наук про землю (Пекін) із 1986 року проводять дослідження антропогенно порушених земель. Ними встановлено, що ефективність рекультивації полягає у відновленні вкриття рослинності до 40-60% за 5 років і збільшується до 60-100% за 8 років [10]. Автори [10] зазначають, що екосистема значно покращилося після заходів з рекультивації. Науковцями у праці [48] досліджено взаємозв'язок між розмірами частинок фракцій ґрунтового субстрату та видовою різноманітністю спонтанної рослинності на породних відвалах шахт у Верхній Сілезії (Південна Польща). Аналізи базувалися на 2567 дослідних ділянках розвинутої спонтанної рослинності, а зразки ґрунтового субстрату, зібрані з 112 шахтних порід. Встановлено, що найвище видове багатство і найвищі значення індексів різноманітності спостерігалися на каменистих ділянках. Водночас, найбільша різниця в участі видів, що представляють різні середовища існування, життєві форми, було виявлено на гравійних субстратах.

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

Для підвищення ефективності та якості обробки засолених ґрунтів використовується багато нових методів, таких як змішування типів обробки, змішані рослинні культури, біостимуляція тощо, які можуть бути розширені до нових методів, таких як спільна обробка та заходи контролю потоку солі. Нові методи знаходяться на попередніх стадіях, які потребують подальших досліджень [110].

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

## **Висновки до Розділу 1**

1. Вугледобувна галузь спричиняє значне техногенне навантаження на довкілля, впливає на здоров'я людей та трансформує умови життя незалежно від місця чи країни видобутку. Найбільш небезпечними чинниками порушення якості довкілля є породні відвали. Дослідження впливу породних відвалів вугільних шахт на організм людини та біоту проводяться практично у всіх індустріально розвинених країнах та країнах, де експлуатуються шахти корисних копалин.
2. Львівсько-Волинський вугільний басейн розташований на північному заході України у верхній течії річки Західний Буг. Площа басейну – 1400 км<sup>2</sup>, протяжність 190 км, середня ширина 60 км. Львівсько-Волинський вугільний басейн складається з 3-х гірничопромислових районів з яких видобування відбувається лише в Нововолинському та Червоноградському. Нововолинський гірничопромисловий район розташований на півночі басейну в межах Волинської височини, а Червоноградський – на півдні в межах малого Полісся.
3. У досліджуваному регіоні виявлено діючі відвали (на які продовжуються насипи) та не діючі (насипи породи припинені та відбувається самозаростання



рослинністю). Загалом на відвалах досліджуваних шахт (разом із перегорілими та тими, що супроводжуються горінням породи) накопичено 17994749 м<sup>3</sup> породи.

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

Результати досліджень відображені у публікаціях [82, 188, 191, 194].

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

### 2.1. Програма досліджень

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

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

У відповідності до поставленої мети передбачалося розв'язати наступні завдання:

- провести аналіз теоретичних передумов урбоекологічних досліджень «природна підсистема – соціальна підсистема – технічна підсистема»;
- вивчити стан екологічної безпеки природно-технічних геосистем у регіонах вуглевидобування;
- визначити основні чинники впливу на підсистему природних об'єктів у регіонах вуглевидобування;
- встановити розподіл та міграцію важких металів, а також температурні та радіаційні поля у зоні впливу породних відвалів ліквідованих шахт;
- встановити типологічну схему екотопів породних відвалів на основі дискримінантного аналізу;
- встановити геохімічні властивості техногенних водойм та стічних вод у зоні впливу породних відвалів ліквідованих шахт;
- вивчити умови розвитку земельної біоти під впливом ландшафто-трансформуючих, хімічних, фізичних, експлуатаційних чинників;

- встановити роль природної фітомеліорації в ренатуралізації підсистеми штучних об'єктів у регіонах вуглевидобування.

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

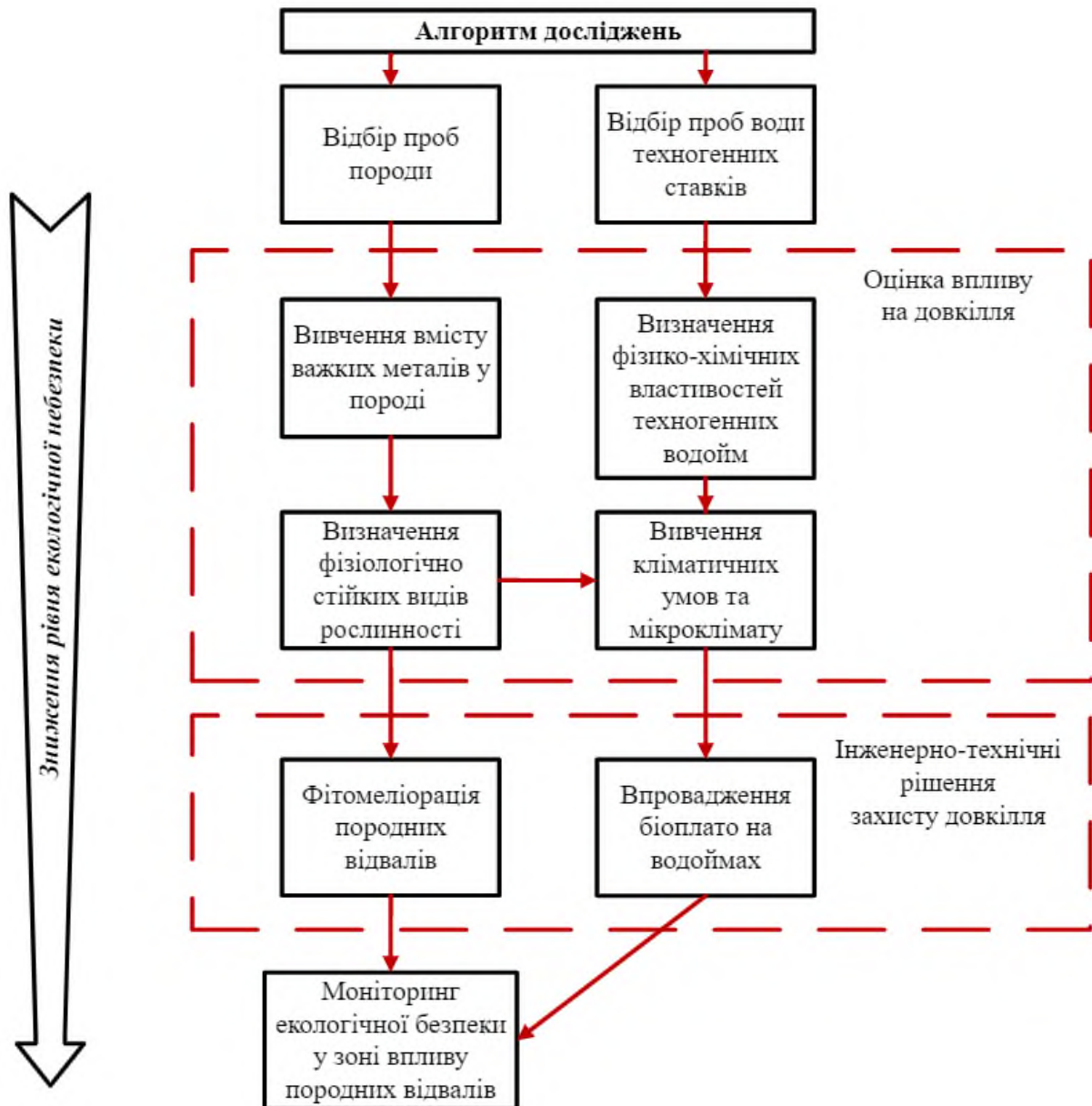


Рисунок 2.1 – Алгоритм досліджень екологічної безпеки природно-технічних геосистем в районі вуглевидобування

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

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

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

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

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

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

Фізико-хімічні дослідження едафотопів та ґрунтів у межах горизонтів здійснювали згідно [182, 183]. Зокрема, гранулометричний склад ґрунту визначали за методом Качинського, з підготовкою пірофосфатним методом; гумус – за методом Тюріна в модифікації Нікітіна; рН водної і сольової витяжки – потенціометрично; гідролітичну кислотність та суму ввібраних основ – за методом Каппена; ступінь насиченості основами – розрахунково; обмінні кальцій і магній – комплексометричним методом; азот легкогідролізований – за методом Корнфілда; рухомий калій – за методами Чирікова (не карбонатні зразки) і Протасової (карбонатні зразки); рухомий

фосфор – за методами Чирікова (не карбонатні зразки) і Мачигіна (карбонатні зразки); CO<sub>2</sub> карбонатів – на кальциметрі за методом Гейслера-Максим'юк.

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

Дослідження фізико-хімічних показників водоюми в зоні впливу породного відвалу шахти «Надія» здійснено у Науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки, яка функціонує в Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності (м. Львів, Україна). Свідоцтво про відповідність системи керування вимірюваннями № РА091/21 від 30.11.2021 р., чинне до 29.11.2026 р., видане ДП "Львівстандартметрологія". Положення про НДЛ розроблено на основі нормативного документа: «Порядок добровільного оцінювання системи керування вимірюваннями. Загальні вимоги та порядок проведення. СОУ 43.01-04725912-001.2016» (наказ ДП «Львівстандартметрологія» від 21.03.2016 р. № 648). Приміщення та навколишнє середовище лабораторії відповідає санітарним нормам, правилам і вимогам охорони праці. Використані засоби вимірювальної техніки – електрофотокolorиметр КФК-2, ваги аналітичні, мірний посуд. Результати досліджень води засвідчено протоколом ВП-182/21 від 24.11.2021 р., у якому наведено нормативні документи гранично-допустимих концентрацій досліджуваних показників.

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

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

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

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

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

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

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

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

де,  $S$  - площа зайнята:  $p$  - пратоценозом;  $a$  - агроценозом;  $pm$  - помологоценозом;  $f$  - фрутоценозом;  $v$  - вітоценозом;  $sv2$  - сільваценозом двоюрисним;  $sv1$  - сільваценозом одноюрисним;  $st$  - стрипоценозом;  $r$  - рудероценозом;  $b$  - кількість балів, які здобув ценоз;  $S$  - загальна площа.

Вивчення життєдіяльності головного виду біоти едафотопів здійснювали за методиками М. С. Гілярова [163]. Вид дощових черв'яків, як біоіндикатора едафотопів, визначено за методикою Т. С. Перель [163]. При ґрунтово-

зоологічних дослідженнях застосовують прямі методи, які дозволяють визначити кількість ґрунтових тварин у всьому об'ємі ґрунту (прийнято 1 м<sup>2</sup>). Нами використано метод пошарового викопування і розбирання проб ґрунтів. Розмір проб становив 0,25м<sup>2</sup> (50x50 см). Проби відбирали до нижнього рівня стрічання безхребетних. Процес відбору проб відбувається наступним чином: спочатку відмічають площу проби, забиваючи кілки по кутах відміреного квадрату, протягуючи через них огорожувальну стрічку. Потім від країв відміреної ділянки згинають у різні сторони відпад та підстилку. Поряд із пробою з одного боку розкладають щільну тканину, на яку переміщують вибраний із проби ґрунт. Спочатку із проби на матерію переносять відпад, листя, рослинні залишки, перебираючи руками та враховують всіх відпалих особин. Дослідження проводили вчотирьох – один викопує ґрунт, двоє перебирають пробу, один збирає та описує виявлені біотиби.

*Прилади досліджень.* Температура породи встановлена за допомогою пірометра НР-1300. Вологість породи вимірювалася за допомогою вологоміра МГ-44. Радіаційний фон вимірювався за допомогою екотестера довкілля «Soeks», для оцінки кислотності використано рН-метр КС-300В, мікроклімат вимірювався за допомогою портативної метеостанції «Kestrel-4000». Радіаційний фон на дослідних ділянках виміряно за допомогою екотестера довкілля «Soeks» у відповідності до положень Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-93). Інтенсивність освітлення визначалась за допомогою цифрового люксметра із виносним датчиком (модель LX1010BS, діапазон вимірювань 1-100000 Lx), точність заміру  $\pm 4\%$ , робоча температура середовища  $-10^{\circ}\text{C} \dots +50^{\circ}\text{C}$ . Вологість і температура повітря визначалась за допомогою цифрового термо-гігрометра UNI-T UT333 (при вологості 0-100%; температурі:  $-10^{\circ}\text{C} \dots +60^{\circ}\text{C}$ ), похибка  $\pm 1^{\circ}\text{C} / \pm 5\%$ . Швидкість вітру замірялась за допомогою міні-анемометра НТ-383, точність вимірювання  $\pm 1,5$  м/с, діапазон вимірювання 0...30 м/с. Температура субстрату замірялась за допомогою аналізатора моделі АМТ-300, похибка температури –  $\pm 1^{\circ}\text{C}$ , діапазон заміру -  $+9^{\circ}\text{C}$  до  $+50^{\circ}\text{C}$ .

### 2.3. Характеристика досліджуваних ділянок

Географічне розташування Львівсько-Волинського вугільного басейну відповідає зоні Малого Полісся, на клімат якого мають вплив повітряні маси Атлантики. Оскільки першим освоєно Червоноградський гірничопромисловий район, то на його териконах зосереджено найбільшу кількість породи. Однією із найбільших шахт району є «Надія», об'єм терикону якої становить 2869,4 тис. м<sup>3</sup>. Вміст золи у породі становить 83,1%, сірки – 2,4%. Густина породи становить 2,25 кг/м<sup>3</sup>. Площа основи породного відвалу становить 120 тис. м<sup>2</sup>, висота 53 м, кут відсипання породи по контуру 36°, річна подача породи у відвал становить 9,8 тис. м<sup>3</sup> (за даними Паспорту породного відвалу №1 шахти «Надія» із коригуваннями у вересні 2021 року). Загалом відсипання породи розпочалося в серпні 1962 року, а горіння породи розпочалося вже у вересні 1963 року і триває у декількох осередках по сьогоднішній день. Інтенсивне горіння породи відбувалося з 1975 р. до 1979 р. На даний час поверхня терикону заселена піонерними видами, серед яких мох *Campylopus introflexus*. За досить короткий період *Campylopus introflexus* значно збільшив проективне покриття на породному відвалі, окрім того, вид сприяє нагромадженню органічного вуглецю і формуванню гумусового шару субстрату. Відзначено, що зменшення співвідношення хлорофілів *a/b*, збільшення вмісту хлорофілів щодо каротиноїдів в умовах пригнічення фотохімічної активності хлорофілу відіграють важливу роль у захисті фотосинтетичної системи *C. introflexus* [202].

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



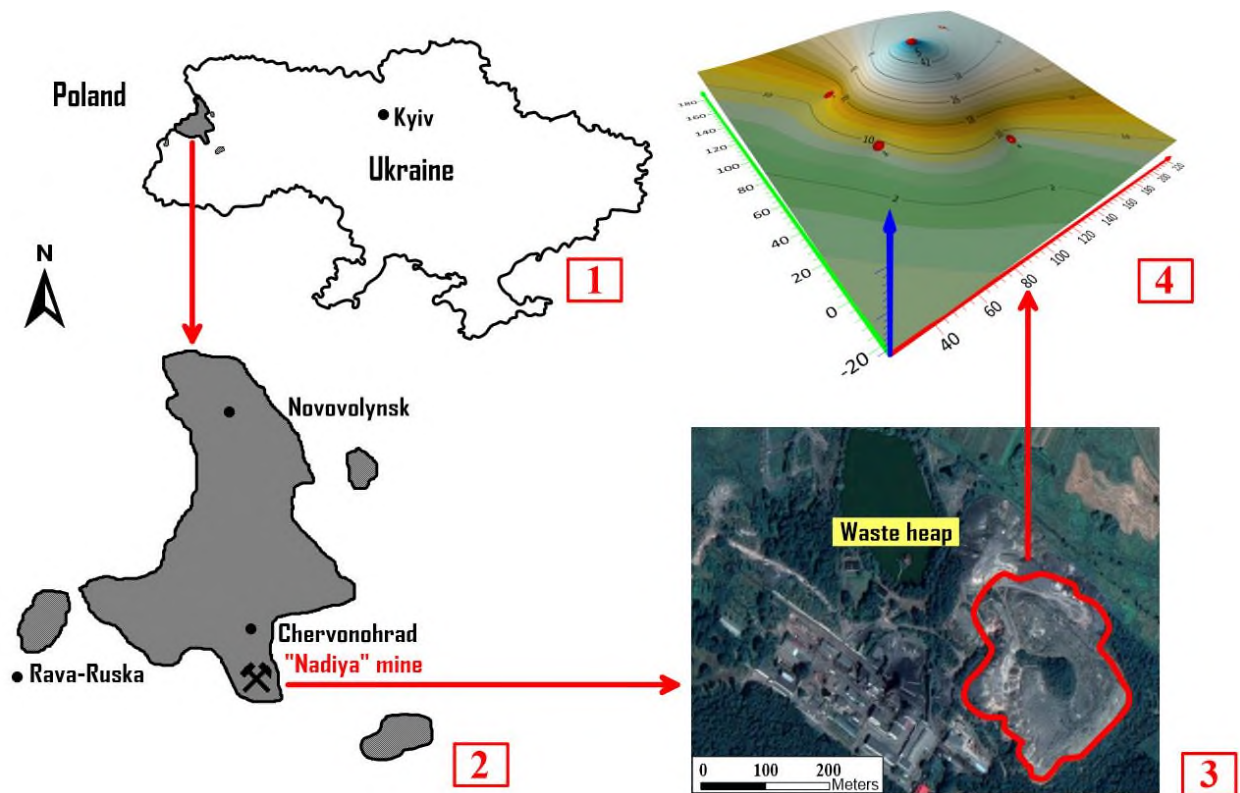


Рисунок 2.2 – Розташування досліджуваного об’єкту: 1 – карта України із позначенням Львівсько-Волинського вугільного басейну; 2 – схема Львівсько-Волинського вугільного басейну із позначенням шахти «Надія»; 3 – карта шахти «Надія» із позначенням породного відвалу зроблена за допомогою GoogleMaps; 4 –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

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

Таблиця 2.1 – Характеристика досліджуваних ділянок породного відвалу шахти «Надія»

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

З метою досліджень температурних та вологісних режимів терикону було обрано 8 досліджуваних ділянок терикону №1 шахти №9 «Нововолинська», оскільки на ньому спостерігали процеси горіння: 1 – біля підніжжя з північного боку терикону; 2 – на вершині терикону на відмітці 59 м; 3 – біля підніжжя з східного боку терикону; 4 – біля підніжжя з західного боку терикону; 5, 6, 7 – у місцях горіння на південній експозиції схилу; 8 – біля підніжжя з південного боку терикону. Дослідження проводилися за апробованими методиками [151, 174, 201]. Період проведення досліджень – квітень 2017 р. Середня температура довкілля становила +8,1 °С.

Статистичний аналіз результатів напівкількісних спектральних досліджень порід поверхні терикона на дільниці шахти «Червоноградська» виконано засобами пакета прикладної статистики *Statistica 8*. За результатами більше 50 проб, взятих на глибині 0,3 м визначався статистичний розподіл вмісту важких металів Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co у відвалах шахти, також був проведений кореляційний аналіз. В териконі шахти «Червоноградська» нагромаджено 2,9 млн м<sup>3</sup> породи. Щорічно на терикон скидають свіжу породу

об'ємом 40 тис. м<sup>3</sup>. Атмосферні опади з терикона, через мережу потоків потрапляють безпосередньо у струмки і меліоративні канали систем рік Бугу та Солокії (Львівська область). Терикон частково рекультивований [46].

#### **2.4. Едафо-кліматичні умови досліджень**

Місто Червоноград розташоване у північній частині Львівської області, на відстані 80 кілометрів від обласного центру та 70 км до кордону з Польщею. Площа території - 21 км.кв.(м.Червоноград - 17,8 км.кв.; м.Соснівка - 2,0 км.кв; смт. Гірник - 1,2 км.кв.). Адміністративно-територіальний поділ - м. Червоноград, м. Соснівка, смт Гірник. Кількість населення - 80,5 тис.чол. (на 01.02.2020 р.) - (м. Червоноград - 66,5т.чол., м. Соснівка -11,1 т.чол. смт. Гірник - 2,9 т. чол.). Густота населення - 3833 осіб/кв.км. Специфіка регіону - промисловий, домінуюча переробна та добувна промисловість. Знаходиться місто Червоноград у Західно-Українській лісостеповій зоні та Малому Поліссі, у місці впадання до ріки Західний Буг його приток Солокії і Рати. Червоноград розташований у вологій, помірно-теплій агрокліматичній зоні, де є достатнє зволоження ґрунту. Клімат помірно-континентальний, характеризується м'якістю та високою вологістю. Основні природні ресурси: Забузьке і Межирічанське родовища кам'яного вугілля. В користуванні регіону знаходиться 2097 га, в тому числі, м. Червоноград - 1779, м. Соснівка - 198, смт Гірник - 120.

Нововолинський гірничопромисловий район належить до Львівсько-Волинського вугільного басейну, який розташований на території Львівської та Волинської областей. Видобування кам'яного вугілля у Нововолинському гірничопромисловому районі здійснюється з 50-х років ХХ ст. Видобуток кам'яного вугілля у межах Львівсько-Волинського вугільного басейну, зокрема Нововолинського гірничопромислового району, призвело до істотних змін біотичних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів, зниження життєздатності та

продуктивності рослин [81]. Відтворення девастрованих ґрунтів відбувається повільно з участю різних біотичних організмів [84].

Згідно фізико-географічного районування площа району відноситься до Малого Полісся, яке розташоване між Волинським Поліссям на півночі і Подільською лісостеповою височиною на півдні. Мале Полісся простягається із сходу на захід, від міст Шепетівка і Славута Хмельницької області до міста Рава-Руська Львівської області, де переходить на територію Польщі. Умови існування ґрунтів у досліджуваному регіоні пов'язані із природними чинниками Волинського Лісостепу та Малого Полісся. Тут формування ґрунтів відбулося за участю ґрунтотворних порід як Лісостепу так і Західного Полісся. Ґрунти Волинського Лісостепу в геоботанічному відношенні належать до широколистяної східно-європейської області. Волинський Лісостеп охоплює Волинську Височину, яка зі сходу обмежена лівобережжям річки Горині, із заходу долиною річки Буг, а на півночі і півдні переходить добре виявленими уступами, відповідно, у Волинське і Мале Полісся.

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

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

*Географічні умови.* Волинська височина займає південну частину Волинської і Рівненської областей, Сокальський район Львівської області та незначну північну частину Хмельницької області. Західний кордон району проходить вздовж ріки Західний Буг, північна – на лінії Устилуг - Луцьк - Рівне - Корець, східна - на лінії Корець - Старий Кривин, південна - від Червонограда через Острог і далі до Старого Кривина. Регіон Малого Полісся знаходиться між Волинською височиною з північної сторони та Подільською лісостеповою височиною із південної. Мале Полісся простягається із сходу від міст Шепетівка та Славути Хмельницької області на захід до м. Рава-Руська Львівської області та плавно переходить на територію Польщі.

*Кліматичні умови.* Клімат Волинської височини помірно-континентальний, близький до клімату Західного і Малого Полісся. Середня річна температура  $+7,4^{\circ}\text{C}$ ; мінімальні температури знижуються до  $-34^{\circ}\text{C}$ , максимальні досягають  $+36^{\circ}\text{C}$ . Опадів випадає в рік від 560 мм в Острозі до 630 мм у Володимирі-Волинському. Посушливі роки з випаданням опадів 350 мм зустрічаються рідко – один раз в 15-20 років.

На Мале Полісся впливають повітряні маси, які надходять із Атлантичного океану та південно-західної частини Європи. Таке географічне становище сформувало океанічно-континентальний клімат, який характеризується нестійкими погодними умовами, високою відносною вологістю, значною кількістю опадів. Теплові ресурси регіону достатні для вирощування багатьох культур, тому, що тут вегетаційний період триває понад 200 днів. Період з активними температурами (понад  $+10^{\circ}\text{C}$ ) – 150-160 днів. Більше 100 днів у році мають середньодобову температуру понад  $+15^{\circ}\text{C}$  (період інтенсивної вегетації). Тривалі відлиги спричиняють затяжні весни.

*Ґрунтові умови.* Ґрунти Волинської височини більш родючі, ніж в Західнополіському районі. Під лісами переважають світло-сірі і темно-сірі лісові ґрунти на лесовидних суглинках. Опідзолені чорноземи і темно-сірі лісові ґрунти переважно розорані і використовуються для сільськогосподарського виробництва. На незначній площі під сосновими лісами розташовані дерново-підзолисті ґрунти, у долинах, річок, зайнятих вільшняками – лугові ґрунти, низинні торфовища. В цілому ґрунтово-кліматичні умови сприятливі для вирощування цінних порід – дуба, горіха волоського, ясеня та ін.

У регіоні Малого Полісся переважають дерново-підзолисті, лучні та болотні ґрунти. Найбільш розповсюджені дерново-слабопідзолисті ґрунти, які займають пологі та понижені слабодренвані межиріччя. Дерново-слабопідзолисті піщані ґрунти збіднені. Вони містять 0,6-1,3% гумусу, слабо забезпечені рухомими поживними речовинами (азот – 1,1-6,5, фосфор 0,4-5,5, калій – 0,3-4,5 мг на 100 г ґрунту). Реакція ґрунтового розчину середньокисла (рН = 4,7-5,4). Сума ввібраних основ становить 1,0-2,6 мг-екв на 100 г ґрунту, ступінь насичення основами – 22,1-38,5%. Гідролітична кислотність невисока і складає 1,5-3,3 мг-екв на 100 г ґрунту, що пов'язане із дуже малою місткістю вбирання [161].

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

На території Малого Полісся граб у соснових лісах і ліщина спільно з дубом позитивно впливають на розклад підстилки і тим самим прискорюють біокругообіг речовин, сприяють мобілізації потенційних запасів елементів живлення для задоволення потреб деревних видів. Грабово-дубово-соснові деревостани зустрічаються головним чином у свіжих, вологих та сирих складних суборах, в межах яких знаходяться декілька корінних асоціацій. Дубово-соснові ліси (*Querceto-Pineta*) – друга ступінь генезису соснових лісів, які формуються на більш родючих ґрунтах суборів (дерново-, слабо-, середньопідзолисті піщані і супіщані). Третя ступінь еволюції соснових лісів – грабово-дубово-соснові фітоценози (*Carpineto-Querceto-Pineta*). Вони ростуть на ще більш родючих ґрунтах складних суборів [161].

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

## **Висновки до Розділу 2**

1. Дослідження екологічної безпеки природно-технічних геосистем в районах вугледобування повинні передбачати системний характер та застосування значного обсягу методологічного апарату, оскільки спостерігається значний їх вплив на екологічну безпеку регіону.
2. У роботі використано хімічні, біоіндикаційні, ґрунтознавчі, фітоценотичні, математико-статистичні методи дослідження, системного аналізу та методи логістичних побудов. Обробка результатів досліджень здійснювалася за допомогою програм *Surfer, MS Excel, MS Visio, Paint*.
3. У Львівсько-Волинському вугільному басейні найбільшим є Червоноградський гірничопромисловий район, який і підлягав дещо ширшим дослідженням. Регіон відноситься до Малого Полісся, на клімат якого мають

вплив повітряні маси Атлантики, що спричиняє детальне вивчення порядку проведення природоохоронних заходів на девастрованих ландшафтах.

Результати досліджень відображені у публікаціях [189, 195].



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

### 3.1. Породні відвали в міському середовищі як негативні чинники урбанізації

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



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

Негативним чинникам міських ландшафтів та проблемам фітомеліорації присвячені роботи професора В. П. Кучерявого (2000). Ним розроблена класифікаційна схема сукцесій біогеоценотичного покриву урбоекосистеми, яка може бути використана для покращення моніторингу та прогнозування екологічного стану населених пунктів. За В. П. Кучерявим фітомеліоранти поділяють на три групи: 1) спеціальні, в яких фітомеліоративна функція має провідне значення (парки, захисні смуги, лісопарки тощо); 2) продуктивні, в яких перше місце відводиться отриманню продукції, а фітомеліорація має другорядне значення (ліси, поля, луки, сади, виноградники тощо); 3) рудеральні (бур'яни), які спонтанно виконують фітомеліоративні функції [161].

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

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

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



Рисунок 3.2 – Породний відвал та водойма із стічними водами

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

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



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

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

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

### **3.2. Температурні режими породних відвалів**

Горіння породних відвалів вугільних шахт спричиняє забруднення довкілля токсичними випарами та газами, підвищує температуру довкілля тим самим змінюючи мікроклімат регіону [139]. Численні наукові роботи науковців присвячені дослідженням горіння териконів у літній період та їх екологічній

безпеці. Проте, дослідження цього явища на початковому етапі залишається ще недостатньо вивченим.

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

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



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

Дослідження процесів горіння на териконах, де починає формуватися лісова рослинність внаслідок природного заростання у весняний період, залишається актуальним питанням сьогодення. Мета роботи – дослідити температурні та вологісні режими згасаючих териконів у весняний період в межах Нововолинського гірничопромислового району України. Для досліджень обрано терикон №1 шахти №9 «Нововолинська», оскільки на ньому спостерігали процеси горіння у весняний період. Для досягнення поставленої мети передбачалося вирішити такі завдання: встановити температуру на поверхні терикону та у місцях горіння породи; встановити відносні показники вологості породи на глибині 5 см, 30 см та 50 см; виміряти радіаційний фон на згасаючому териконі.

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



Рисунок 3.5 – Горіння терикону «Шахти №9 Нововолинська»

Температура поверхні згасаючого терикону встановлена за допомогою безконтактного пірометра НР-1300. Вологість породи вимірювалася за допомогою вологоміра МГ-44. Радіаційний фон вимірювався за допомогою екотестера доквілля «Soeks». Програмне забезпечення – пакет прикладних

програм Surfer, MS Excel, MS Visio. Статистичну обробку даних здійснено за допомогою кореляційного аналізу.

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

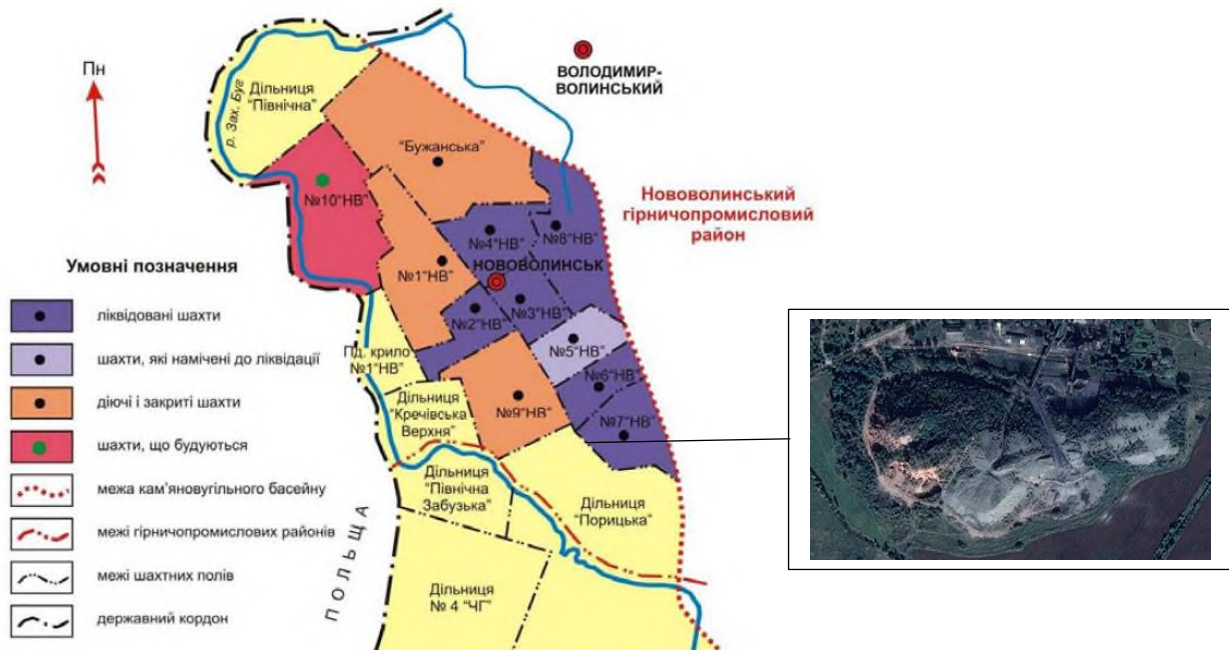


Рисунок 3.6 – Схема Нововолинського гірничопромислового району [158] та позначення досліджуваного терикону

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

Таблиця 3.1 – Геометричні параметри терикону №1 шахти №9  
«Нововолинська»

Параметр	Проект	Фактичний стан
Об'єм, тис. м <sup>3</sup>	1430	1050
Висота, м	70	59,8
Площа основи, тис. м <sup>2</sup>	61,5	47,1
Кут укосу, градуси	50	40

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

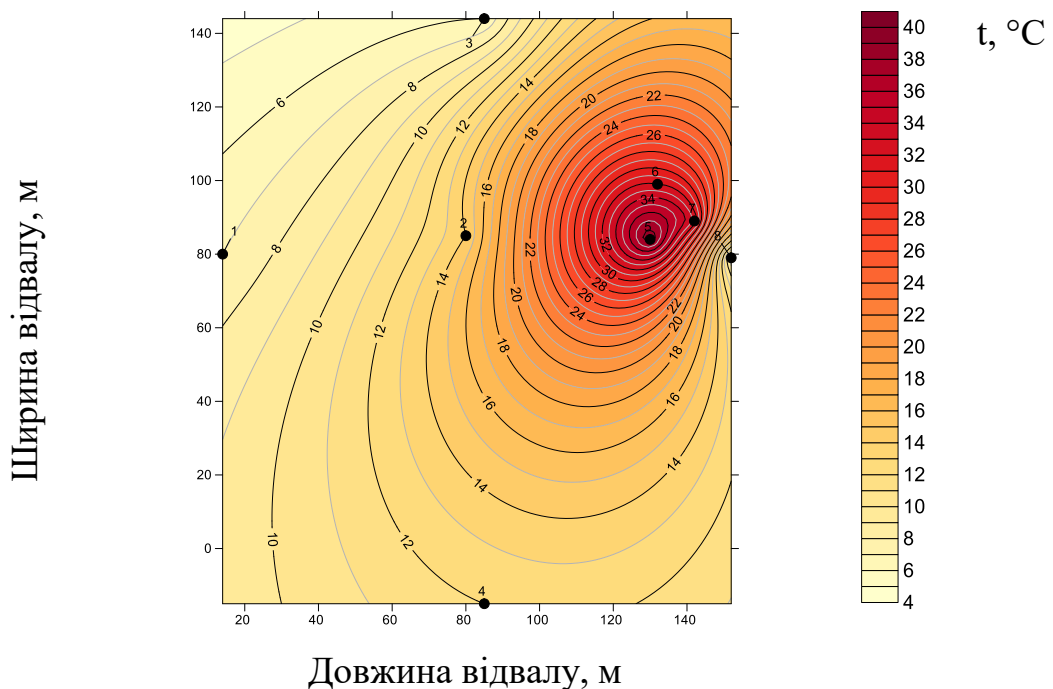


Рисунок 3.7 – Температурні поля породного відвалу №1 «Шахти №9  
Нововолинська»



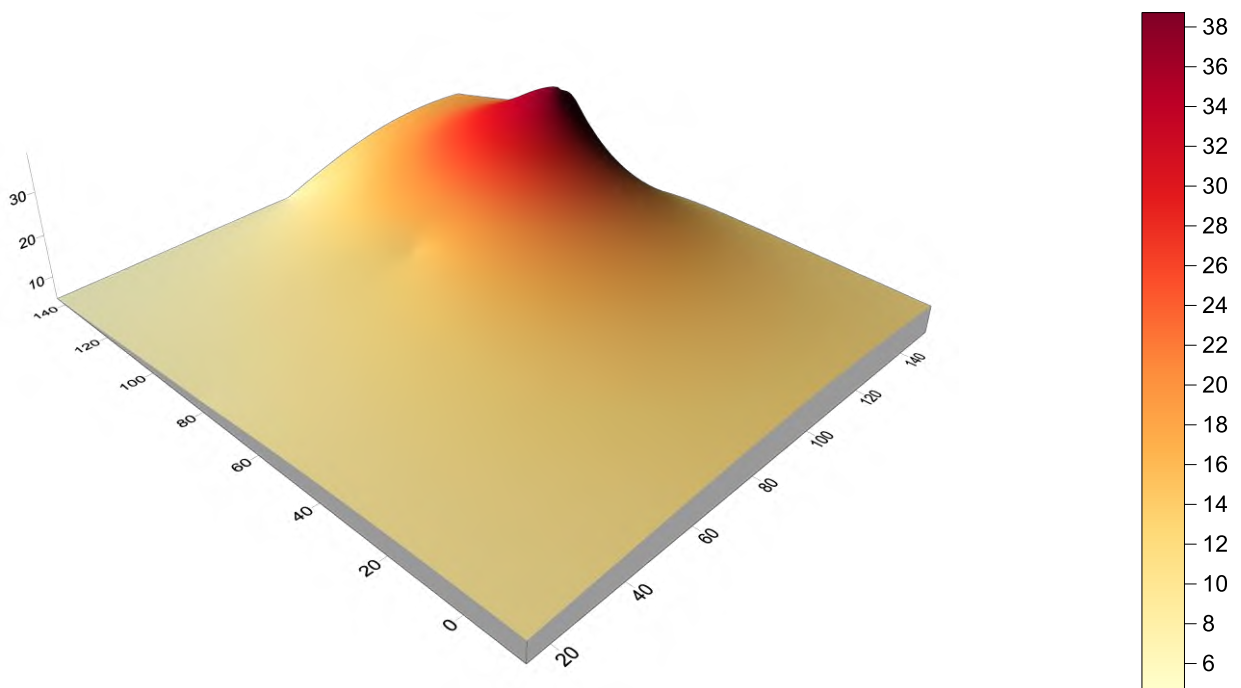


Рисунок 3.8 – Температурний режим поверхні терикону (°С)

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

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

знижується з роками. Згасаючі відвали внаслідок процесів горіння спричиняють вигорання кореневої системи рослин і результатом цього є неефективне проведення рекультиваційних робіт.

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

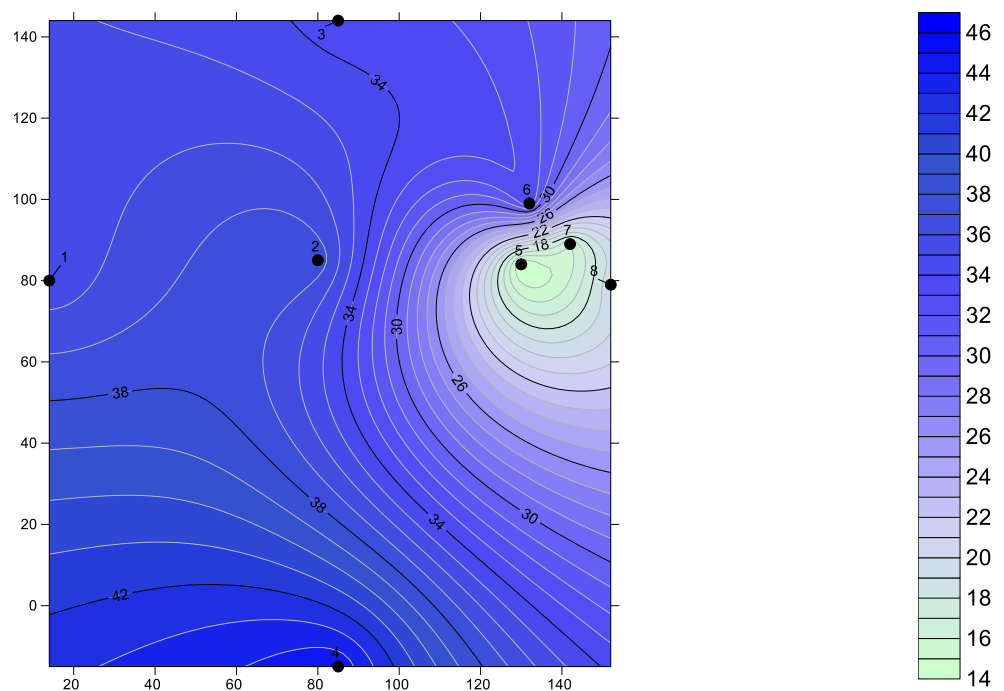


Рисунок 3.9 – Вологість терикону на глибині 5 см від поверхні (%)

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

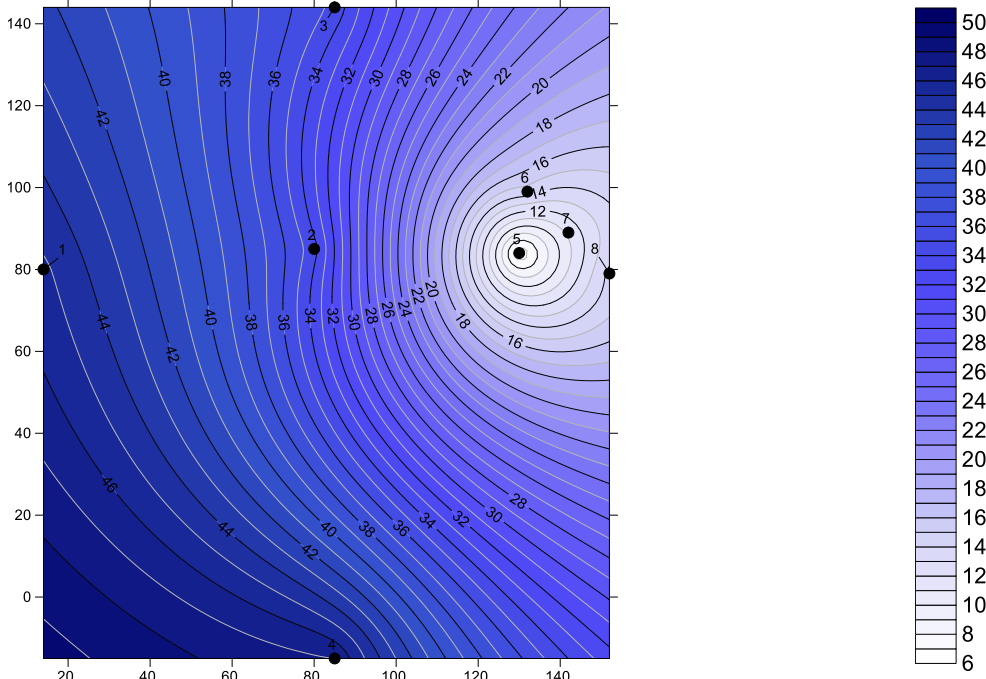


Рисунок 3.10 – Вологість терикону на глибині 30 см від поверхні (%)

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

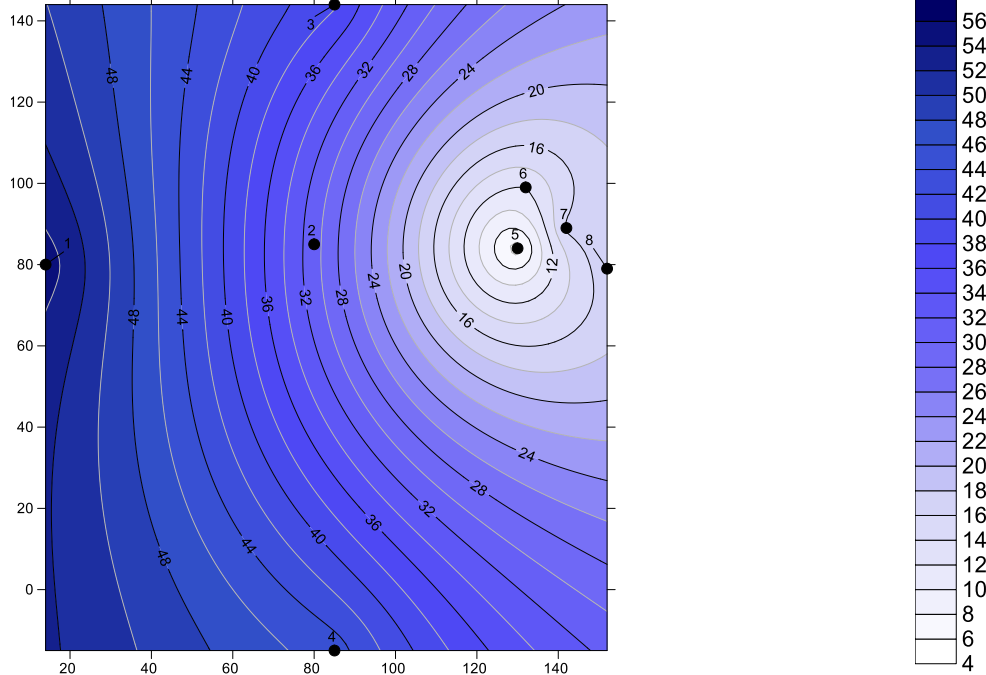


Рисунок 3.11 – Вологість терикону на глибині 50 см від поверхні (%)

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

Таблиця 3.2 – Коефіцієнти кореляції досліджуваних показників

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

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

Для запобігання виникнення небезпечних проявів деградаційних процесів на териконах необхідно раціонально використовувати природні ресурси,

проводити рекультивацію, фітомеліорацію порушених земель, фільтрацію небезпечних викидів у атмосферу, гідроізоляцію підземних та наземних вод [161, 181]. Водночас слід здійснювати системи заходів щодо захисту ґрунтів від ерозії – поетапне освоєння земель, будівництво водозатримних і водовідвідних валів, водоскидних споруд, терасування, залуження та заліснення, застосування ґрунтозахисних технологій вирощування сільськогосподарських культур [158].

Представлено дослідження температурних та вологісних режимів згасаючих териконів у весняний період в межах Нововолинського гірничопромислового району України на прикладі терикону №1 шахти №9 «Нововолинська».

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

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

Природоохоронні заходи у межах впливу породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового району слід спрямувати за такими напрямками: дотримуватися технології складування відвальної маси, яка передбачає пошарову ізоляцію породи ґрунтосумішами; гасіння осередків горіння відвальної маси інертними речовинами; сприяння заростанню, збереження, формування рослинності, яка утворилася на поверхні відвалів внаслідок природного заростання; проведення нейтралізації кислих едафотопів; лісова рекультивация поверхні відвалів.

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

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

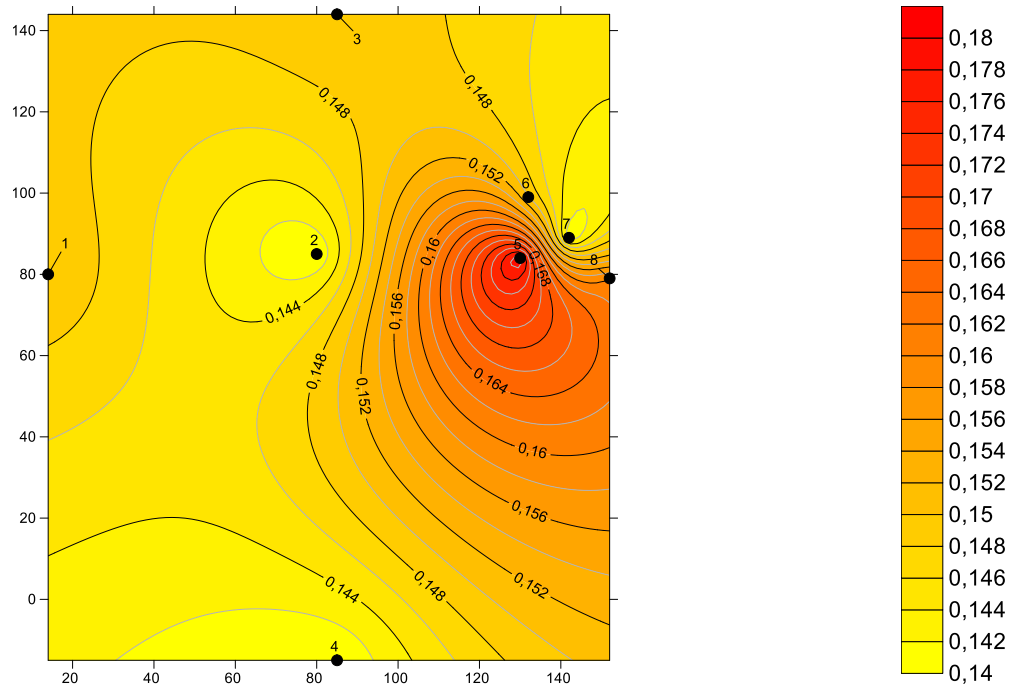


Рисунок 3.12 – Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання на поверхні терикону №1 шахти №9 «Нововолинська» (мкЗв/год.)

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

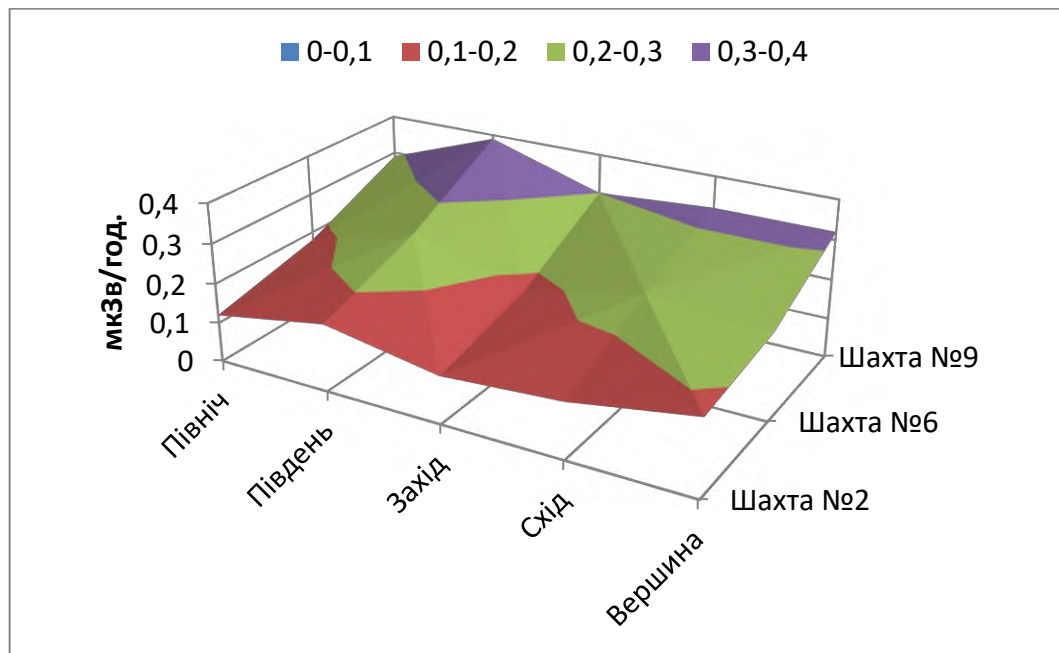


Рисунок 3.13 – Дані про радіаційний фон породних відвалів (мкЗв/год.)

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

### 3.4. Фізико-хімічні властивості породи відвалів

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

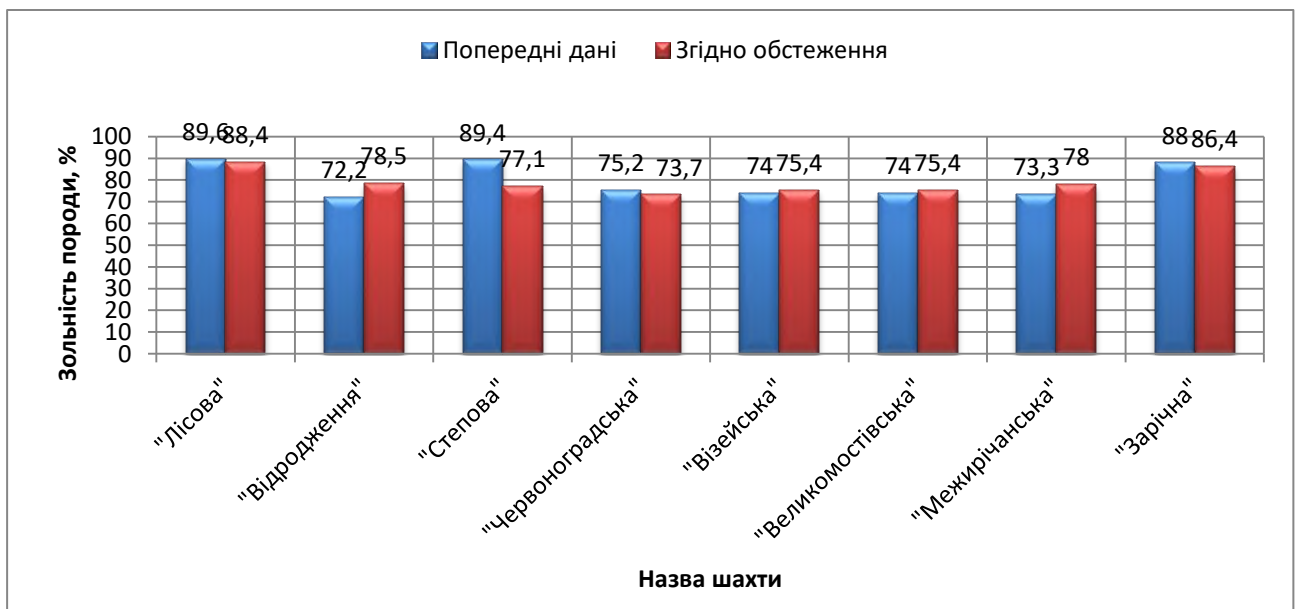


Рисунок 3.14 – Середня зольність породи діючих відвалів

Загальновідомо, що сірка у вигляді різних сполук в різних кількостях міститься у всіх твердих горючих копалинах незалежно від їх природи та ступеня метаморфізму. У твердому горючому паливі розрізняють сірку



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

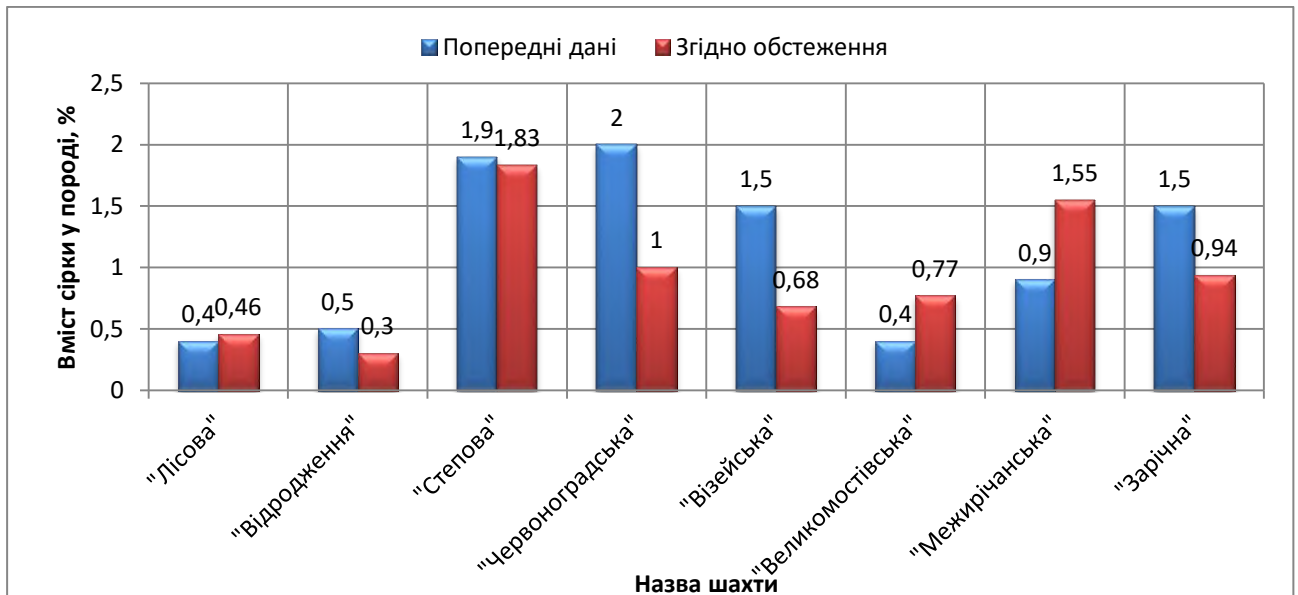


Рисунок 3.15 – Середній вміст сірки у породі діючих відвалів

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

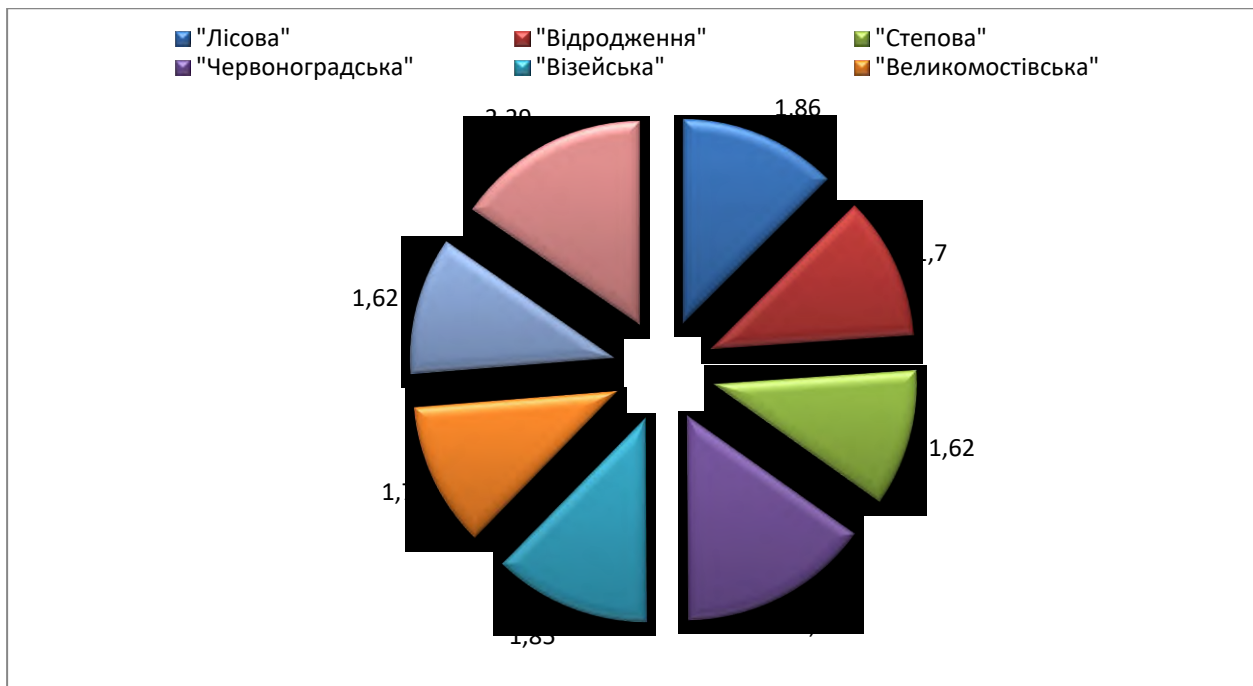


Рисунок 3.16 – Об'ємна густина породи діючих відвалів т/м<sup>3</sup>

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

Таким чином, гранулометричний склад породи впливає на її об'ємну густина, а вона в свою чергу на зольність та вміст сірки. Розглянемо фізико-хімічні показники не діючих породних відвалів з врахуванням гранулометричного складу. Такі відвали представляють собою підвищену еколого-техногенну небезпеку, оскільки на їх поверхні спостерігаються процеси самозаймання. Під час самозаймання породних відвалів вугільних шахт відбувається розкладання піриту з утворенням  $Fe(OH)_3$  і елементної сірки.

У породних відвалах та відходах збагачення вугілля міститься близько 1% піриту, окиснення якого призводить до утворення сірчаної кислоти і

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

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

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

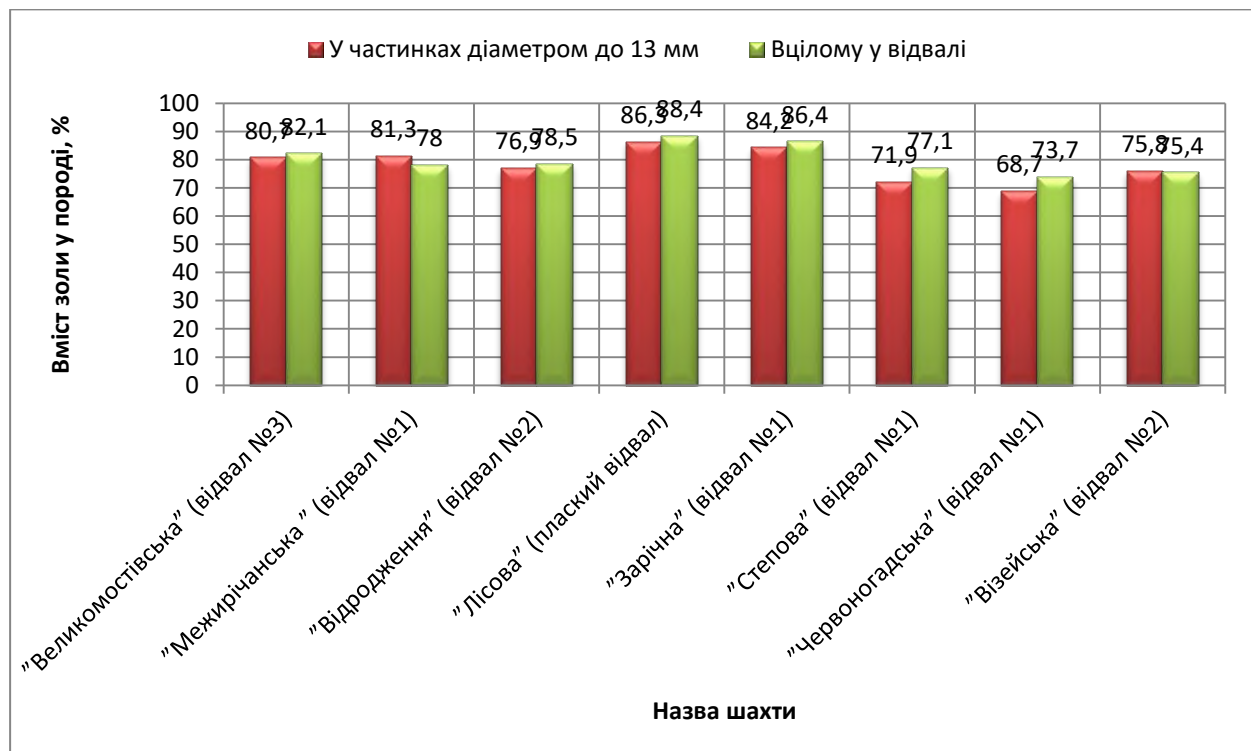


Рисунок 3.17 – Середній вміст золи у породі не діючих відвалів

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

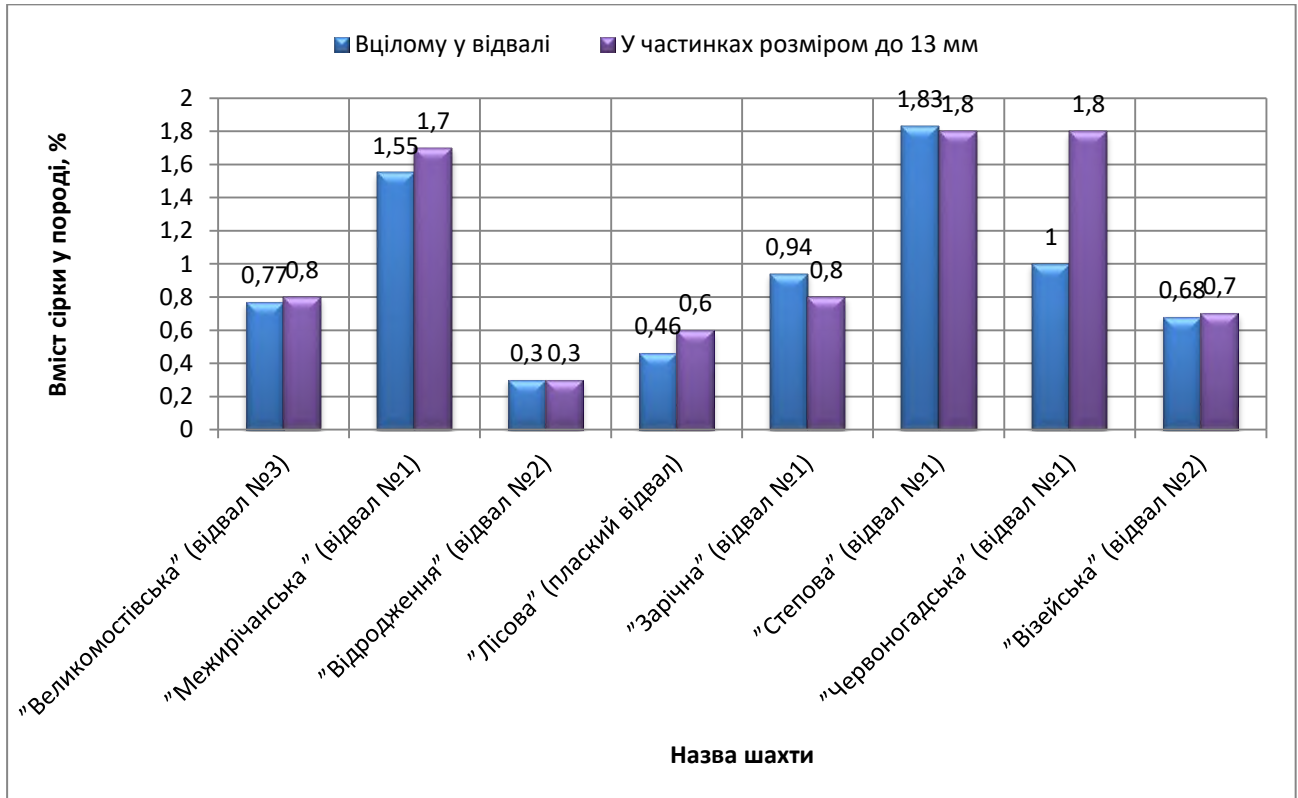


Рисунок 3.18 – Середній вміст сірки у породі не діючих відвалів

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

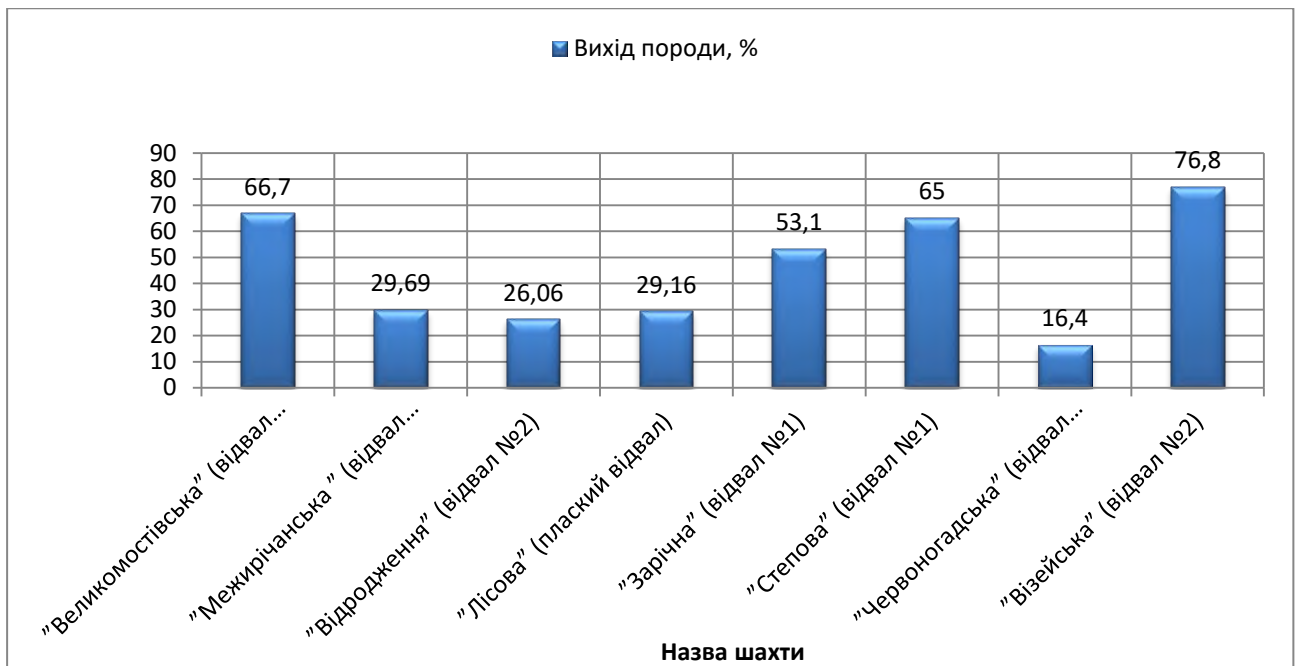


Рисунок 3.19 – Частка породи у відвалах із діаметром фракцій 1-13 мм

Важливими показниками, які впливають на здатність породи до самозаймання є частка вуглевмісних фракцій і частка породних фракцій. Причому, слід розрізняти частки породних фракцій у залежності від гранулометричного складу. Неоднакові розміри часток відвальної породи по різному впливають на екологічну безпеку довкілля [26, 45, 129, 128]. Найбільші частки вуглевмісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Візейська», «Червоноградська та «Степова» (14,72%, 16,74%, 16,9 відповідно). Найнижчі частки вуглевмісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Зарічна» та «Лісова» (2,51% та 2,52%). Середні показники на всіх породних відвалах становлять 8,98%, що є високим показником.

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

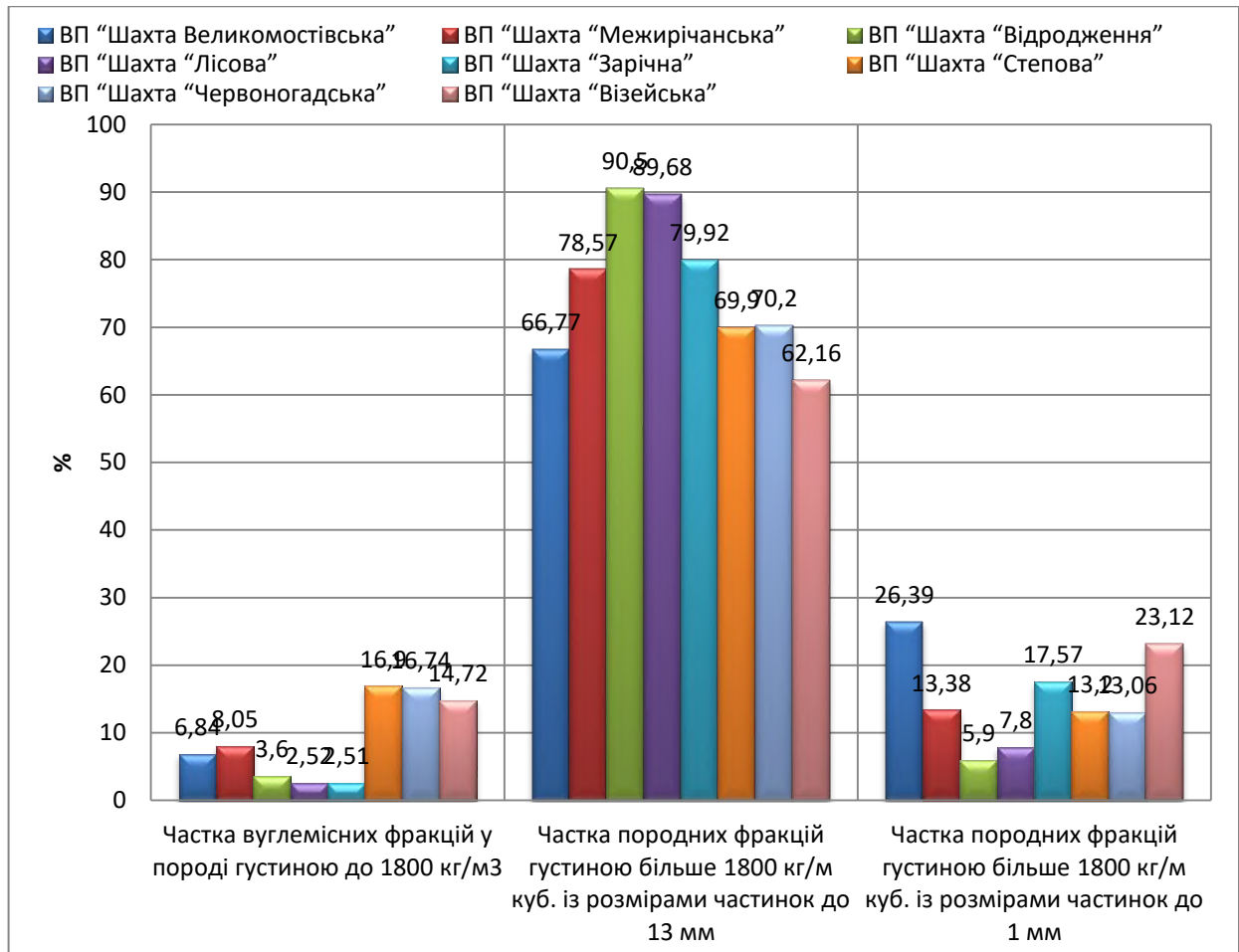


Рисунок 3.20 – Частки вуглевмісних та породних фракцій в породних відвалах

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

Таблиця 3.3 – Коефіцієнти кореляції вуглевмісних та породних фракцій у породних відвалах

Частки фракцій породи, %	Вуглевмісні фракції, %	Породні фракції (d=1-13 мм), %	Породні фракції (d≤1 мм), %
Вуглевмісні фракції, %	1		
Породні фракції	-0,75745	1	

(d=1-13 мм), %			
Породні фракції (d≤1 мм), %	0,23784	-0,81431	1

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

У породних фракціях діаметром 1-13 мм найвища зольність у відвалах шахти «Великомостівська» (89,9%), найнижча – шахти «Відродження» (80%). Середні показники зольності у відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 86,45%.

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

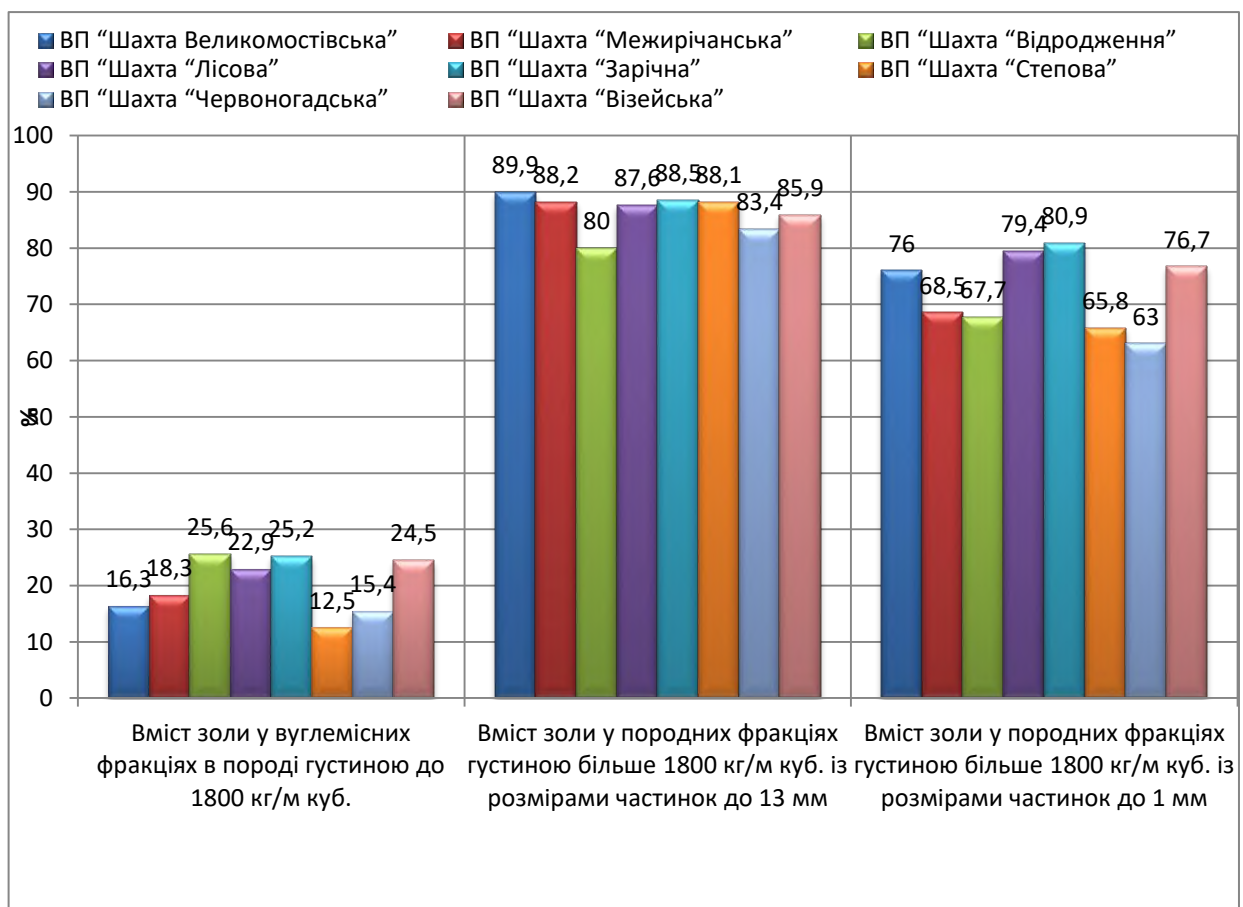


Рисунок 3.21 – Вміст золи в породних відвалах у залежності від гранулометричного складу та густини породи

Тісний взаємозв'язок спостерігається між показниками зольності вуглевмісних фракцій породних відвалів та породних фракцій діаметром до 1 мм. Чим більшою є зольність вуглевмісних фракцій у породному відвалі, тим більшою є зольність породних фракцій діаметром до 1 мм (коефіцієнт кореляції високий, позитивний  $K=0,595433$ ). Такий взаємозв'язок є невтішним, адже при зниженні зольності вуглевмісних фракцій відвалів, буде знижуватися зольність найменших часток, що в свою чергу призводитиме до схильності породи до самозаймання. Решта взаємозв'язків між зольністю різних фракцій майже не виявлено (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Коефіцієнти кореляції зольності вуглевмісних та породних фракцій у породних відвалах

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

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

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

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



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

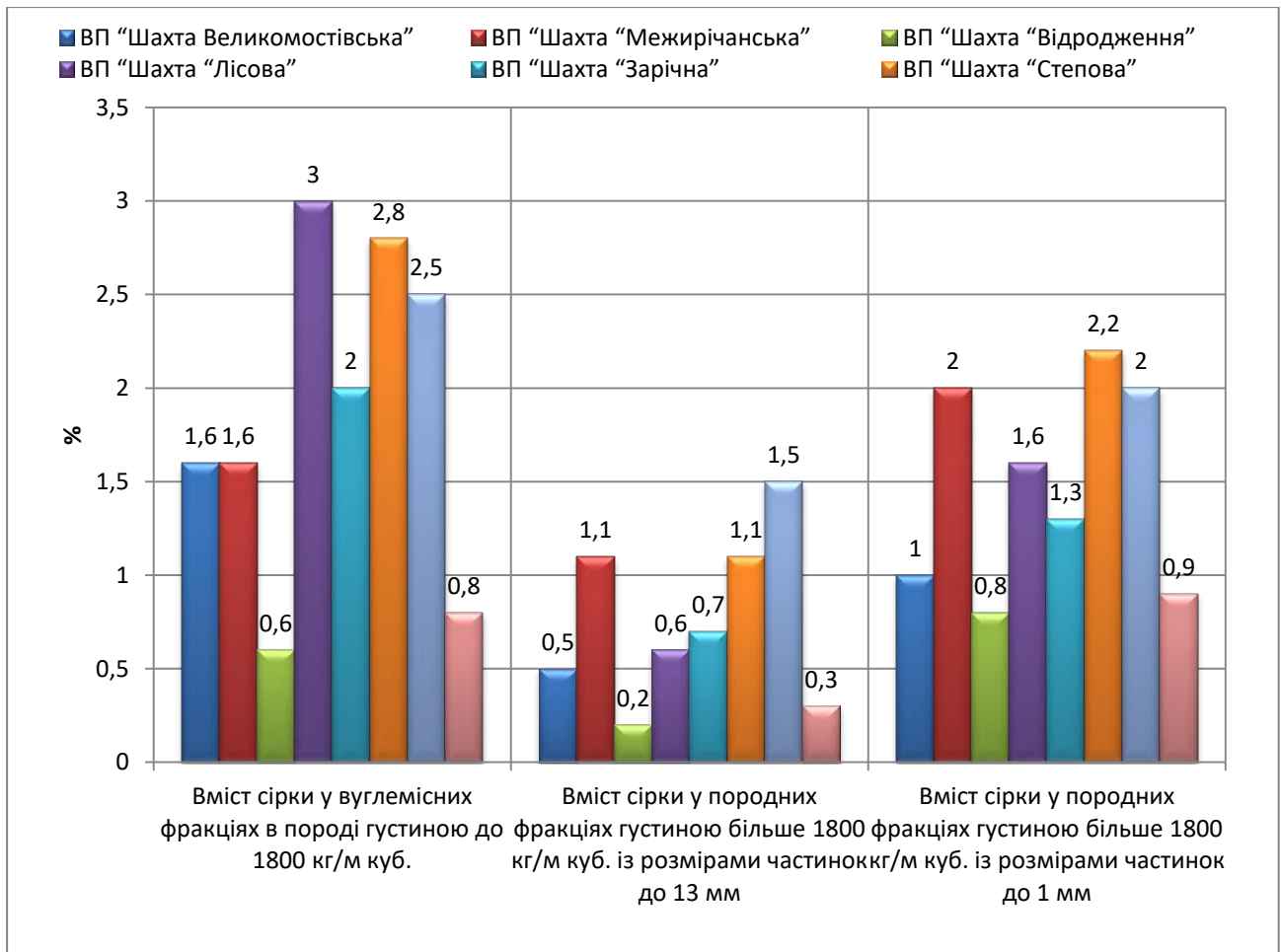


Рисунок 3.22 – Вміст сірки в породних відвалах у залежності від гранулометричного складу та густини породи

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

Таблиця 3.5 – Коефіцієнти кореляції вмісту сірки у вуглевмісних та породних фракціях породних відвалів

Вміст сірки, %	Вуглевмісні фракції, %	Породні фракції (d=1-13 мм), %	Породні фракції (d≤1 мм), %
----------------	------------------------	--------------------------------	-----------------------------

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

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

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

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

не діючих відвалів є найвищим для часток із вмістом вугілля. Середні показники вмісту сірки у діючих відвалах з вуглевмісними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 1,86%. Найвищими показниками вмісту сірки у вуглевмісних фракціях характеризуються породні відвали шахт «Лісова», «Степова» та «Червоноградська» (3%, 2,8%, 2,5% відповідно). Середні показники вмісту сірки у відвалах з породними фракціями діаметром 1-13 мм становлять 0,75%. Середні показники зольності у відвалах з породними фракціями діаметром до 1 мм становлять 1,47%. Отже, вуглевмісні фракції є найбільш техногенно небезпечними з точки зору вмісту сірки, яка взаємодіє з іншими компонентами та хімічними елементами і мігрує у довкілля. Слід зазначити, що вміст сірки у породних фракціях з діаметром до 1 мм, які вимиваються до підшови відвалів також є високим.

Для подолання екологічно небезпечних чинників, які спричинені породними відвалами вугільних шахт необхідно запроваджувати природоохоронні технології на не діючих відвалах. До таких технологій належать: біологічна рекультивация, яка повинна враховувати лісову та сільськогосподарську фітомеліорацію і екологічний моніторинг довкілля у зоні впливу шахт. Для діючих відвалів необхідно запроваджувати сучасні технологічні процеси, новітні транспортні та технічні засоби, а також контроль за дотриманням технологій складування.

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

Розподіл важких металів у залежності від місць горіння породних відвалів та вплив цих явищ на природні фітомеліоративні процеси в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну не досліджено в повній мірі. Розвиток рослинності на породних відвалах вугільних шахт залежить від температури субстрату, мікроклімату, клімату, радіаційного фону та інших ландшафто-трансформуючих чинників. Поєднання такого роду досліджень у процесі

аналізу наукових джерел нами не виявлено. Здебільшого дослідники обмежуються аналізом одного напрямку досліджень породних відвалів вугільних шахт.

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

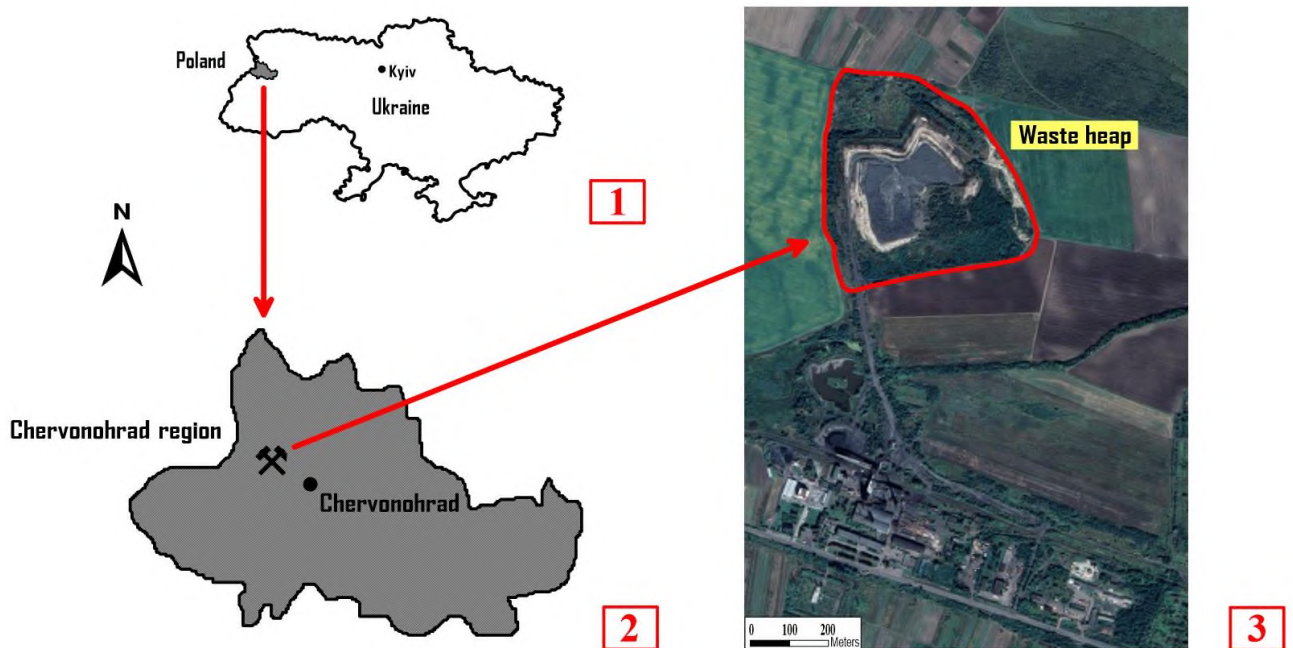


Рисунок 3.23 – Схема розташування вугільної шахти «Червоноградська» та породного відвалу в її межах: 1 – розташування Червоноградського гірничопромислового району на карті України; 2 – позначення на карті гірничопромислового району шахти «Червоноградська»; 3 – зображення породного відвалу шахти за допомогою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

Для досліджень нормального розподілу було обрано такі важкі метали – Mn, Pb, Ni, Cu, Zn, Co. Гранично-допустимі концентрації (ГДК) валових форм

важких металів прийнято: Mn – 1500 мг/кг, Pb – 32 мг/кг, Ni – 85 мг/кг, Cu – 55 мг/кг, Zn – 100 мг/кг, Co – 50 мг/кг [52]. Статистика вмісту важких металів у відвалах шахти «Червоноградська» наведена у таблиці 3.6.

Таблиця 3.6 – Зведена статистика вмісту важких металів у відвалах шахти Червоноградська

Variable	Descriptive Statistics					
	Valid N	Mean	Median	Minimum	Maximum	Std.Dev.
Mn	52	1294,50€	1175,00€	360,000€	3800,00€	681,125
Pb	52	45,773	39,930	1,9500	154,00	33,587
Ni	52	51,237	50,700	11,2000	154,00	25,706
Cu	52	77,313	69,500	6,1000	214,40	44,446
Zn	52	40,869	37,900	25,5000	77,00	11,477
Co	52	1320,18€	47,600	9,3000	17100,00	4323,271

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

Дисбаланс основних елементів, зокрема Co, у ґрунті може вплинути на здоров'я рослин і тварин, що пасуться, і, таким чином, людей. У конкретному геологічному контексті Азорських островів проведено дослідження [56], яке

має на меті оцінити концентрацію кобальту у вулканічних ґрунтах, щоб передбачити ризик дефіциту кобальту у тварин і людей. У шести вулканічних регіонах острова Сан-Мігель були зібрані зразки сільськогосподарського верхнього шару ґрунту та пасовищної рослинності, і були виміряні їхні фізико-хімічні властивості, включаючи вміст окремих елементів перехідних металів, таких як залізо, марганець та кобальт. Концентрація кобальту в ґрунті була нижче 5 мг/кг у Povoação < Furnas/Congro < Sete Cidades < Fogo і була вищою за 10 мг/кг у Picos < Nordeste. Концентрація кобальту була дуже низькою в пасовищній траві. Значення нижче 0,1 мг/кг спостерігалися у Furnas/Congro < Povoação < Fogo < Picos < Sete Cidades, і лише вулканічний регіон Нордесте мав достатні значення кобальту ( $0,34 \pm 0,19$  мг/кг) у траві пасовищ для задоволення потреб тварин [56].

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

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

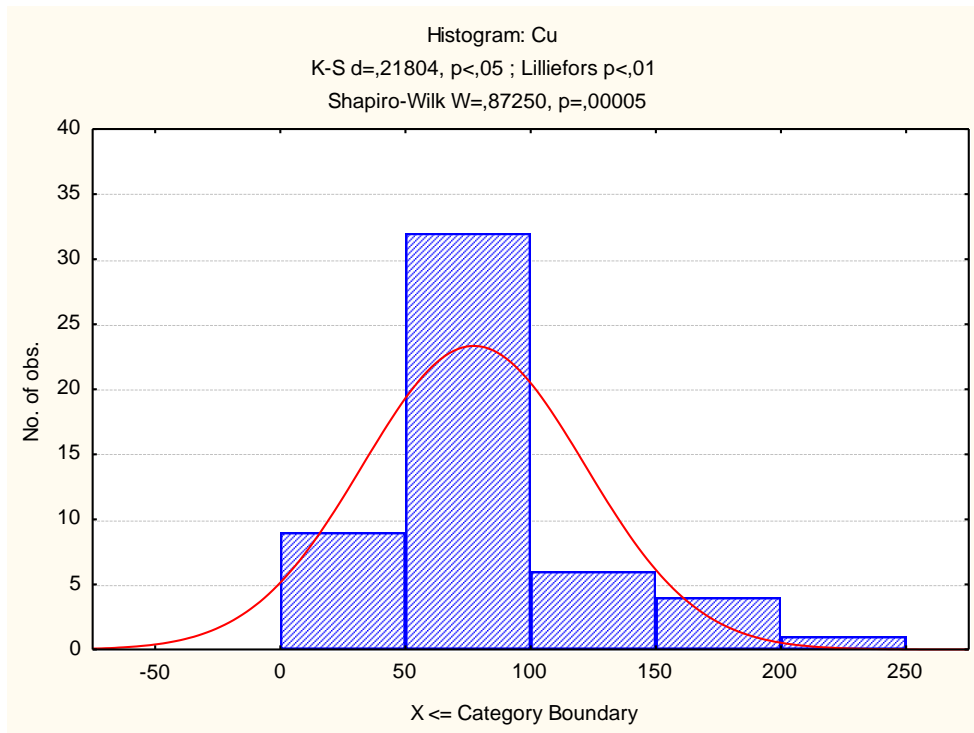


Рисунок 3.24 – Наближення до нормального розподілу Cu у породному відвалі шахти «Червоноградська»

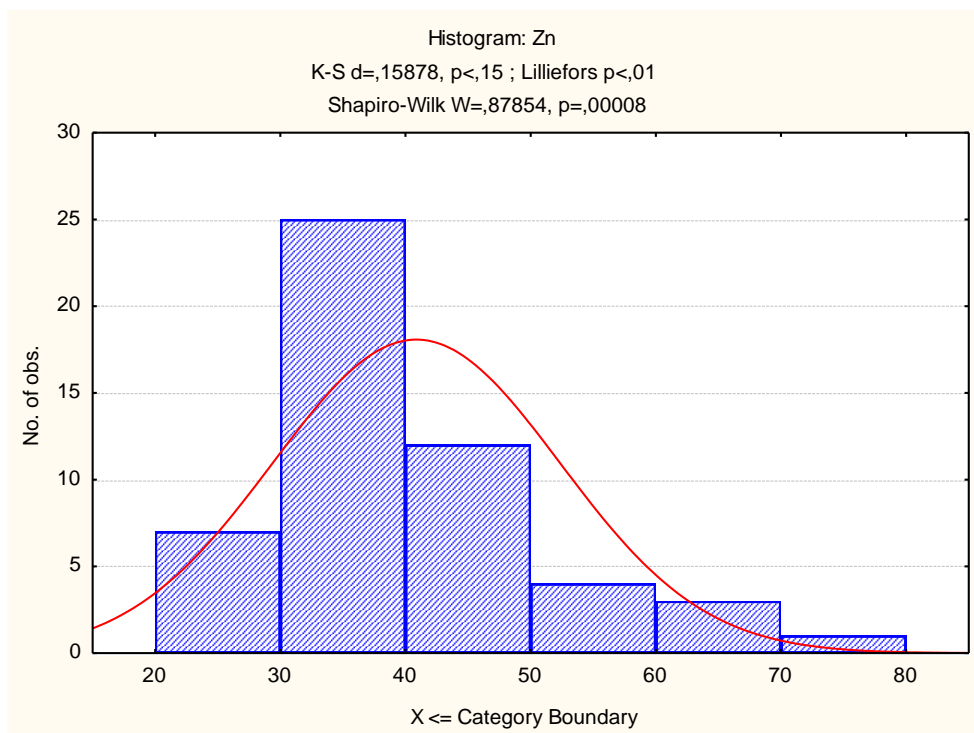


Рисунок 3.25 – Наближення до нормального розподілу Zn у породному відвалі шахти «Червоноградська»

Непараметричний коефіцієнт Спірмена ( $r_s$ ) виявив середній рівень

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

Таблиця 3.7 – Коефіцієнти кореляції досліджуваних важких металів у породному відвалі шахти «Червоноградська»

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

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

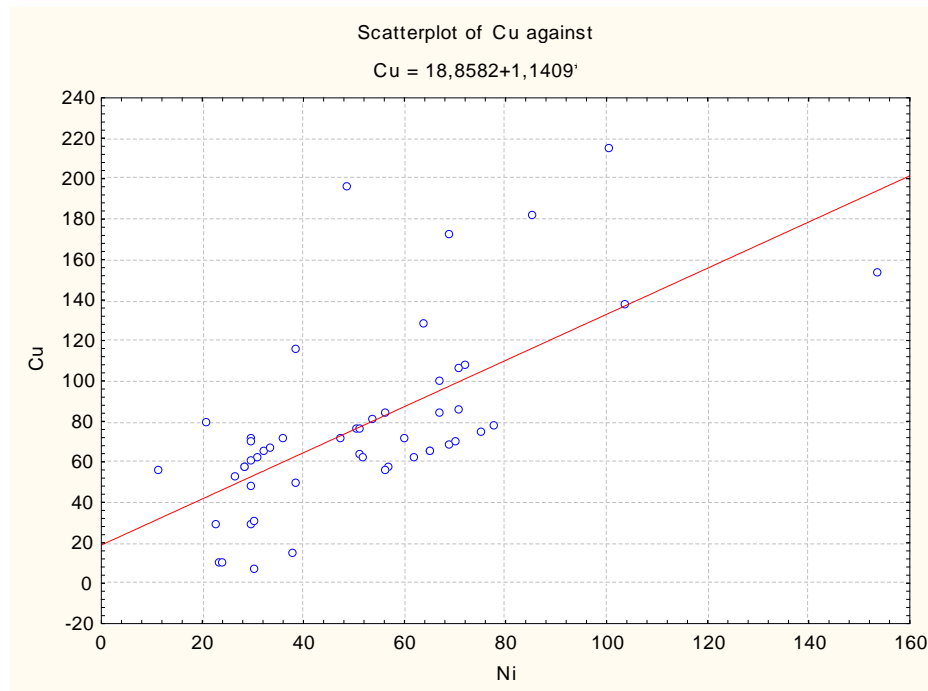


Рисунок 3.27 – Високий кореляційний зв'язок між вмістом Ni та Cu ( $r_s=0,69$ ) у породі відвалу

Неоднорідність нормального розподілу та концентрації в породі низки важких металів спостерігалися і в результаті досліджень науковців [9].



Концентрації різних форм важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Cd і Pb) визначали [9] в матеріалі шахтного відвалу, багатому халькопіритом. Концентрації порівнювали з концентраціями природної рослинності, що колонізує звалище. Зразки, взяті зі звалища, є кислотними (рН Н<sub>2</sub>О від 3,0 до 5,0), мають вміст вуглецю нижче 0,5%, N нижче 0,2%, ефективну ємність катіонного обміну від 0,74 до 4,96 смоль(+) кг<sup>-1</sup> і відсоток насичення Al в обмінний комплекс вище 20% у 85% зразків. Вміст важких металів у спонтанно виниклій рослинності на звалищі коливався від: 150 до 900 мг Fe кг<sup>-1</sup>, 84 і 2069 мг Mn кг<sup>-1</sup>, 20,5 і 106 мг Cu кг<sup>-1</sup> і від 35 до 717 мг Zn кг<sup>-1</sup>, при розгляді всіх проаналізованих зразків рослин *Festuca* sp. накопичував Fe, *Salix atrocinerea* накопичував Zn і Mn, а *Frangula alnus* і *Quercus robur* – Mn. Науковцями зроблено висновки, що ці місцеві види рослин можуть сприяти зниженню вмісту важких металів у матеріалі відвалу.

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

Cd, Cr, Pb та Mn на 32,5, 50,25, 44,50 та 42,25 % відповідно, покращив ріст редису, якість їжі та зменшив ризик для здоров'я людини [8].

У подібних до представлених нами дослідженнях [122] було оцінено загальну концентрацію шести потенційно токсичних металів (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn і Fe) у зразках ґрунту та рослин трьох домінуючих видів верби (*Salix purpurea* L., *Salix caprea* L. та *Salix eleagnos* Scop.), зібраних із покинутих відвалів змішаних сульфідів (долина Імперіна, північно-східна Італія). Результати показують, що існує зростаюча потреба в подальших дослідницьких проектах, зосереджених головним чином на механізмах, за допомогою яких такі верби здатні виживати в забруднених ґрунтах.

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

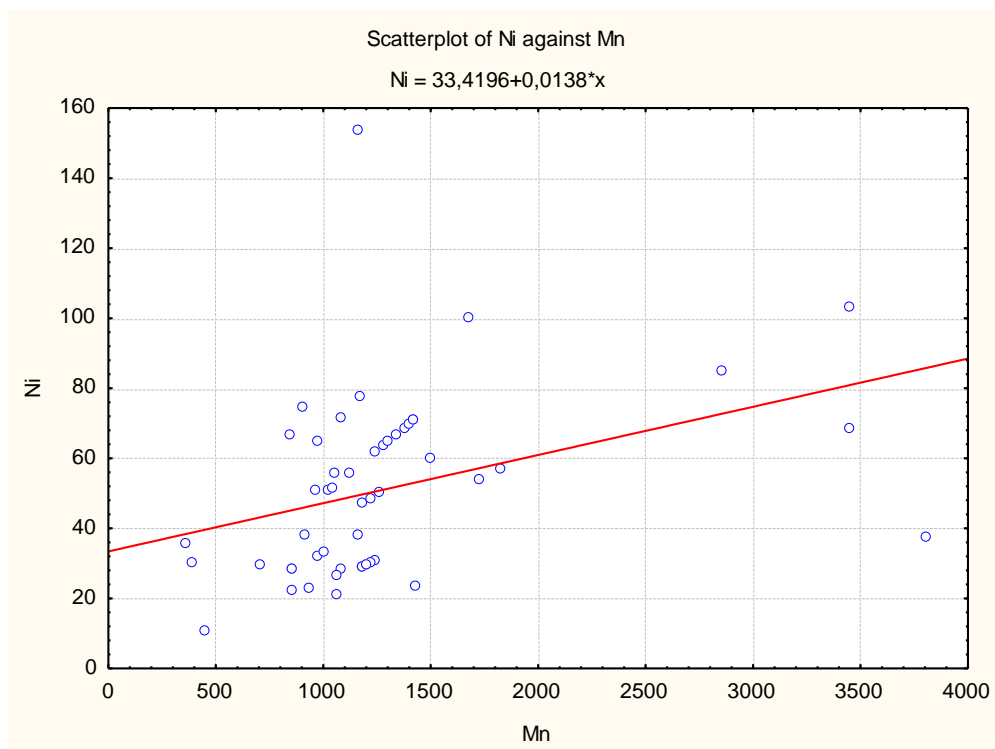


Рисунок 3.28 – Середній кореляційний зв'язок між вмістом Ni та Mn ( $r_s=0,46$ ) у породі відвалу

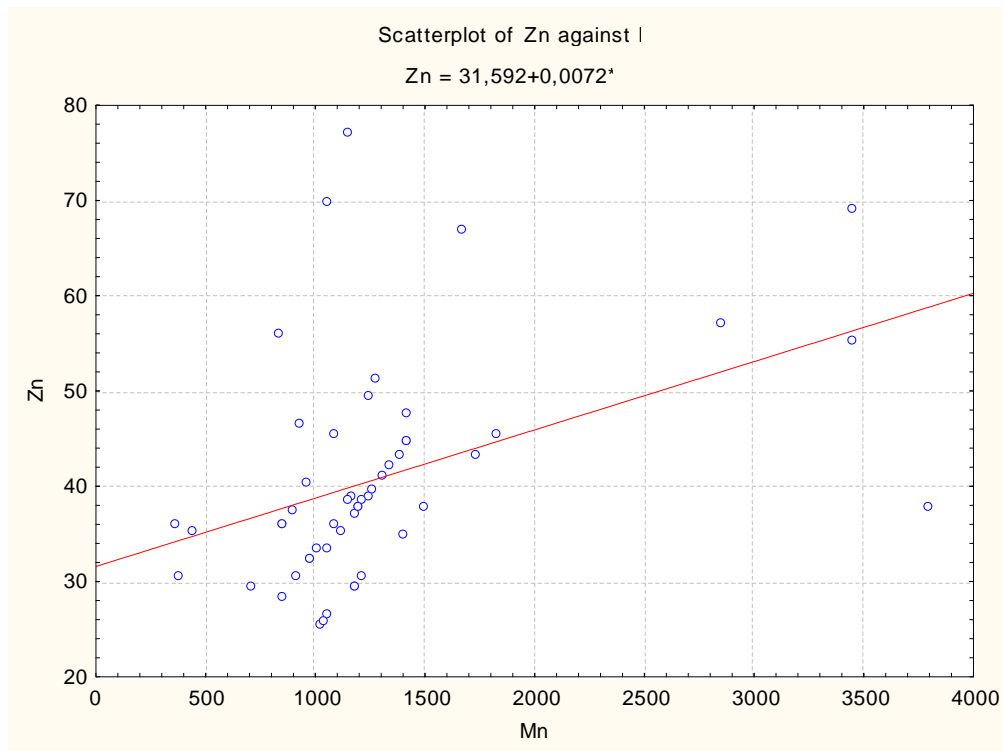


Рисунок 3.29 – Середній кореляційний зв'язок між вмістом Zn та Mn ( $r_s=0,52$ ) у породі відвалу

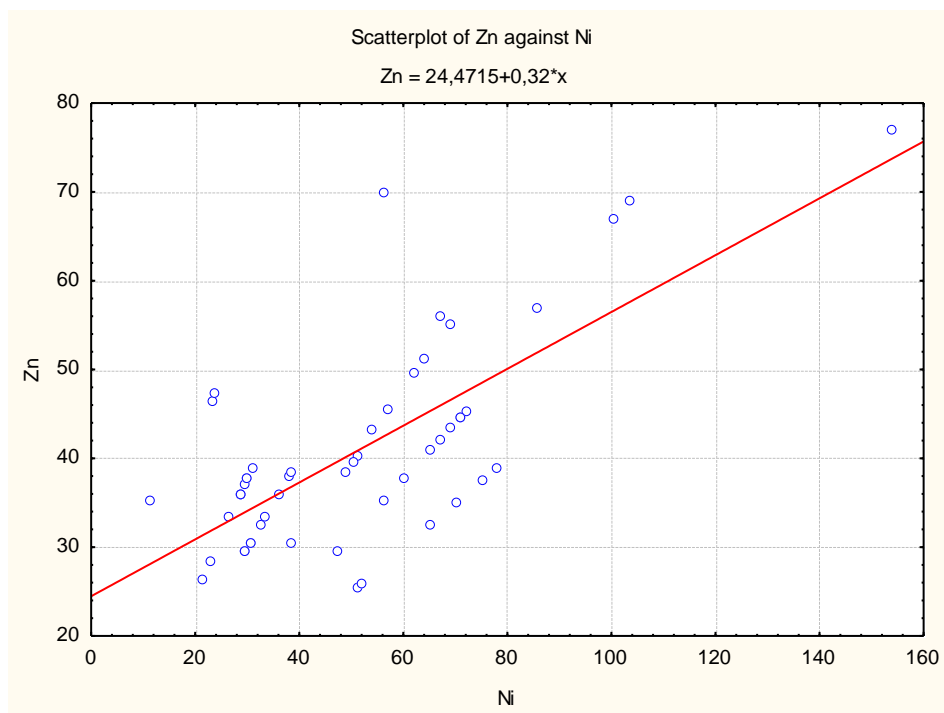


Рисунок 3.30 – Середній кореляційний зв'язок між вмістом Zn та Ni ( $r_s=0,58$ ) у породі відвалу

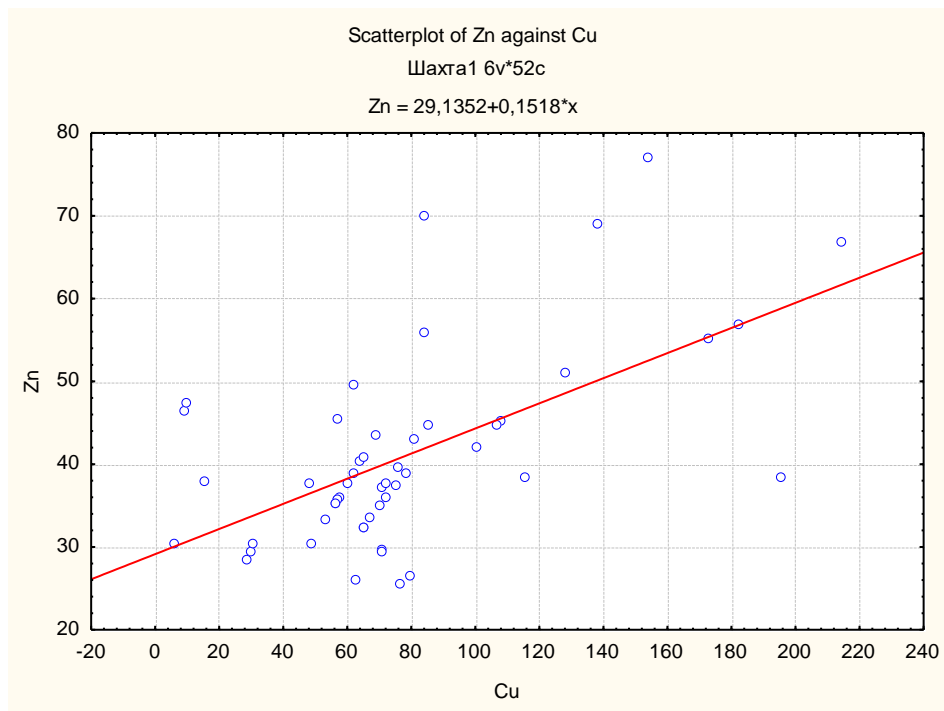


Рисунок 3.31 – Середній кореляційний зв'язок між вмістом Cu та Zn ( $r_s=0,49$ ) у породі відвалу

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

Отримані нами значення кореляційного аналізу співпадають із дослідженнями вчених у роботі [114], яка присвячена розподілу та рухливості важких металів (Fe, Mn, Cu, Zn та Cd) в навколишніх ґрунтах шахти та їх перенесення до дикої флори. Ґрунти та рослини були відібрані з гірничодобувної долини на північному заході Мадрида (Іспанія), а також проаналізовано загальні та видобуті важкі метали. У ґрунтах, які постраждали від гірничих робіт, загальні концентрації Cd, Cu та Zn перевищували порогові значення токсичності. Відсоток екстрагованого елемента був найвищим для Cd і найменшим для Cu. Спостерігається дуже значуща кореляція між загальною та видобуваною концентрацією металів у ґрунтах, що вказує на те, що серед досліджених факторів загальна концентрація металів є найбільш релевантною для вилучення важких металів у цих ґрунтах. Концентрації металів, що витягуються  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , у ґрунтах краще корелюють із концентраціями металів у кількох видах рослин, ніж загальні метали в ґрунтах, і, таким чином, можуть

використовуватися як відповідний та надійний метод для оцінки фітодоступної фракції, присутньої в ґрунтах. Також науковцями було проаналізовано 25 видів судинних рослин (3 папороті та 22 квіткові рослини), щоб визначити виняткові характеристики, які були б цікавими для фіторемедіації та/або рекультивації ґрунту. Високі концентрації Cd і Zn виявлені в надземних частинах *Hypericum perforatum* (Cd), *Salix atrocinerea* (Cd, Zn) і *Digitalis thapsi* (Cd, Zn). Автори декларують, що стаття [192] є першою доповіддю про здатність двох останніх видів рослин до накопичення важких металів. Оцінювали фіторемедіаційну здатність *S. atrocinerea* щодо Cd і Zn, отримуючи інтервали часу, які можна вважати придатними для фітоекстракції забруднених ґрунтів. Поки-що дослідження вмісту важких металів у рослинності для нашого випадку у перспективі.

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

Вивчення вмісту важких металів у породі відвалів вугільних шахт є важливими з точки зору підбору асортименту рослинності для проведення рекультиваційних робіт, що у свою чергу призведе до підвищення якості довкілля та зростання регіональної екологічної безпеки вугледобувних комплексів.

### **3.6. Типологічна схема екотопів породних відвалів вугільної шахти на основі дискримінантного аналізу**

Концентрація хімічних елементів у відвалах шахти "Надія"

характеризується великою неоднорідністю. Про це свідчить мінливість мінімальних, максимальних і середніх значень концентрації та їх порівняльний аналіз з контрольною ділянкою (табл. 3.8). Порівнюючи максимальні значення концентрацій хімічних елементів, можна зробити висновок про істотне збільшення вмісту практично всіх хімічних елементів у порівнянні з природним фоном. Високі концентрації властиві таким хімічним елементам: Si, Al, Fe, K, S, Mg, Ca. Переважна більшість досліджуваних хімічних елементів має низьку концентрацію: Lu, Tm, Cd, Ho, Tb, Eu, Yb та інші.

Таблиця 3.8 – Концентрація хімічних елементів у субстратах терикону «Надія» та на контрольній ділянці

Хімічний елемент	Терикон				Контрольна ділянка			
	Mean	Minimum	Maximum	Standard Error	Mean	Minimum	Maximum	Standard Error
Mg	18140.2	1480.00	35780.0	1631.2	6160.7	1059.0	11390.0	1919.0
Al	223290.2	32340.00	395000.0	19018.0	112883.8	24210.0	203100.0	33383.9
Si	286184.2	10110.00	582700.0	24303.4	190537.5	108600.0	273600.0	30345.1
P	3803.7	1121.00	9151.0	382.1	2565.3	1548.0	3624.0	354.7
S	31223.4	445.30	69950.0	3511.1	29997.5	10240.0	49940.0	7431.1
K	100214.3	55050.00	145300.0	4398.2	82890.0	53450.0	112200.0	10481.0
Ca	16240.9	2508.00	61240.0	2661.3	3043.8	1226.0	5349.0	644.1
Sc	49.7	4.87	92.7	4.5	15.7	3.6	27.7	4.5
Cr	741.9	369.80	1100.0	43.3	643.4	342.1	950.6	112.6
Mn	2874.0	275.60	9690.0	516.7	1246.6	203.4	2319.0	393.4
Fe	187963.8	14970.00	480100.0	23236.5	111257.5	12060.0	213100.0	37446.9
Co	83.3	4.51	258.5	12.6	44.6	3.8	86.4	15.4
Ni	323.8	126.90	732.1	27.0	254.3	117.7	394.3	51.2
Cu	268.4	19.49	603.0	29.8	194.0	13.9	379.4	68.0
Zn	348.2	72.81	735.4	35.9	171.6	25.3	321.3	55.0
Ga	78.4	12.60	130.4	6.4	46.3	7.5	89.6	14.5
Ge	7.5	1.53	20.8	0.9	6.4	1.0	12.7	2.0
As	129.3	14.45	283.9	13.0	117.5	40.8	195.2	28.9
Y	65.4	12.04	130.1	5.1	12.6	7.0	18.4	2.0
Cd	2.3	1.60	3.2	0.1	2.4	1.5	3.4	0.3
Sn	11.3	0.01	25.5	1.2	6.8	0.1	14.3	2.5
La	113.7	18.30	183.8	8.0	9.8	7.7	11.8	0.6
Ce	234.5	36.15	378.5	16.6	22.2	20.9	23.3	0.3
Pr	29.1	4.32	48.3	2.1	3.0	2.4	3.6	0.2

Nd	115.5	16.75	194.2	8.5	13.2	9.6	17.0	1.3
Sm	23.0	3.23	42.0	1.8	3.5	1.6	5.5	0.7
Eu	4.9	0.69	10.1	0.4	0.9	0.4	1.5	0.2
Gd	18.9	2.49	38.1	1.5	3.3	1.5	5.1	0.7
Tb	2.6	0.39	5.3	0.2	0.6	0.2	1.0	0.1
Dy	13.5	2.33	27.1	1.1	3.7	1.3	6.2	0.9
Ho	2.5	0.47	5.0	0.2	0.8	0.3	1.2	0.2
Er	7.1	1.52	13.2	0.5	2.3	0.8	3.8	0.5
Tm	1.0	0.23	1.8	0.1	0.4	0.1	0.6	0.1
Yb	6.5	1.64	10.5	0.4	2.5	0.9	4.2	0.6
Lu	1.0	0.25	1.6	0.1	0.4	0.1	0.7	0.1
Pb	137.0	55.49	251.0	9.9	91.2	31.4	153.2	22.5
Th	53.1	6.58	85.0	3.8	6.0	4.0	8.1	0.7
U	21.1	2.37	54.4	2.3	11.5	1.3	22.4	3.9

Істотний вплив на розподіл хімічних елементів здійснюють місцеположення ділянки (експозиція схилів, елементи рельєфу) та глибина субстрату. Оцінку подібності місцеположень за концентрацією хімічних елементів ми здійснювали на основі кластерного аналізу. При цьому ми використовували метод Уорда (Ward's method), при якому всередині кластерів оптимізується мінімальна дисперсія, а в підсумку створюються кластери приблизно однакових розмірів. В якості міри відмінностей використовували відстань Евкліда (Euclidean distances). Головним підсумком ієрархічного кластерного аналізу є дендрограма (рис. 3.32).

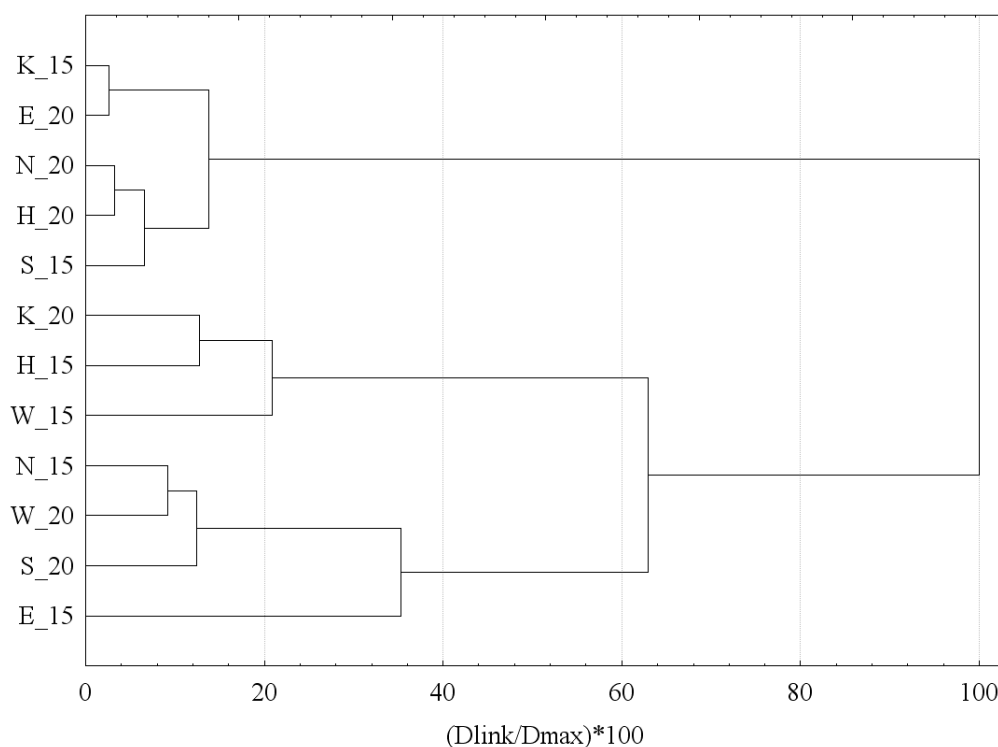


Рисунок 3.32 – Дендрограма подібності ділянок терикону «Надія» за концентрацією хімічних елементів залежно від їх місцеположення та глибини відбору зразків. Умовні позначення : 15, 20 – глибина відбору зразків, см; Н – вершина терикону; експозиція підніжжя схилів : N – північ, E – схід, S – південь, W – захід; К – контрольна ділянка (сосновий ліс)

Візуальний аналіз дендрограми подібності ділянок терикону свідчить про значну хаотичність у розподілі хімічних елементів, причиною якого є неоднорідність субстрату, пожежі, вимивання тощо. Тому завдання наших досліджень якраз і полягає в тому, щоб у великому масиві чисел знайти особливості, які характеризують вказаний розподіл. Так, для контрольної ділянки найбільш близькими за концентрацією всієї сукупності хімічних елементів є підніжжя схилу східної експозиції (глибина 20 см) та вершина терикону (глибина 15 см). Про велику неоднорідність субстрату свідчить зокрема той факт, що найбільшою відмінністю за концентрацією хімічних елементів характеризуються зразки підніжжя однієї і тієї ж східної експозиції, які відібрані на різних глибинах. Велика відмінність у розподілі хімічних елементів властива також таким ділянкам : K\_15 і E\_15, S\_15 і E\_15. Таким



чином, кластерний аналіз свідчить про істотну неоднорідність субстрату підніжжя східної експозиції.

Типовий підхід до кластерного аналізу розподілу хімічних елементів полягає у використанні в якості об'єктів елементарних ділянок терикону. Але ми додатково використали і альтернативний підхід. Самі хімічні елементи також можуть виступати в ролі об'єктів аналізу, ознаками яких є їх концентрації на елементарних ділянках терикону. Завдяки такому підходу ми визначили подібність хімічних елементів відповідно до їх розподілу на териконі, зокрема виділили такі асоціації (групи) хімічних елементів:

I – Mg, Ca, S;

II – Al, Fe, K, Si;

III – Cu, Ni, Zn, Cr;

IV – P, Mn;

V – As, Pb, Co;

VI – Sn, Dy, Cd.

Аналіз залежності між концентраціями хімічних елементів вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма змінними (рис. 3). Так, для концентрацій Mg і Pb коефіцієнт кореляції  $r=0.95$ , Mg і Al –  $r=0.95$ , Al і K –  $r=0.96$ , P і Fe –  $r=0.95$ , Cr і Sn –  $r=0.81$ , Fe і Co –  $r=0.95$ , Cu і Ni –  $r=0.92$ . Слабкий зв'язок демонструють такі пари хімічних елементів : Ca і P –  $r=0.28$ , Si і S –  $r=0.20$ , Fe і Ca –  $r=0.35$ , K і Ca –  $r=0.29$ , Fe і C –  $r=0.21$ . Найслабший зв'язок щодо концентрації хімічних елементів демонструє Si, для якого середнє значення коефіцієнта кореляції становить 0.36, а також Ca (середнє значення  $r=0.43$ ). Таким чином, для багатовимірної ординації (розташування) місцеположень терикону Надія за концентрацією хімічних елементів характерна наявність впорядкованої структури, що дає підстави для математичної процедури зменшення вимірності простору.

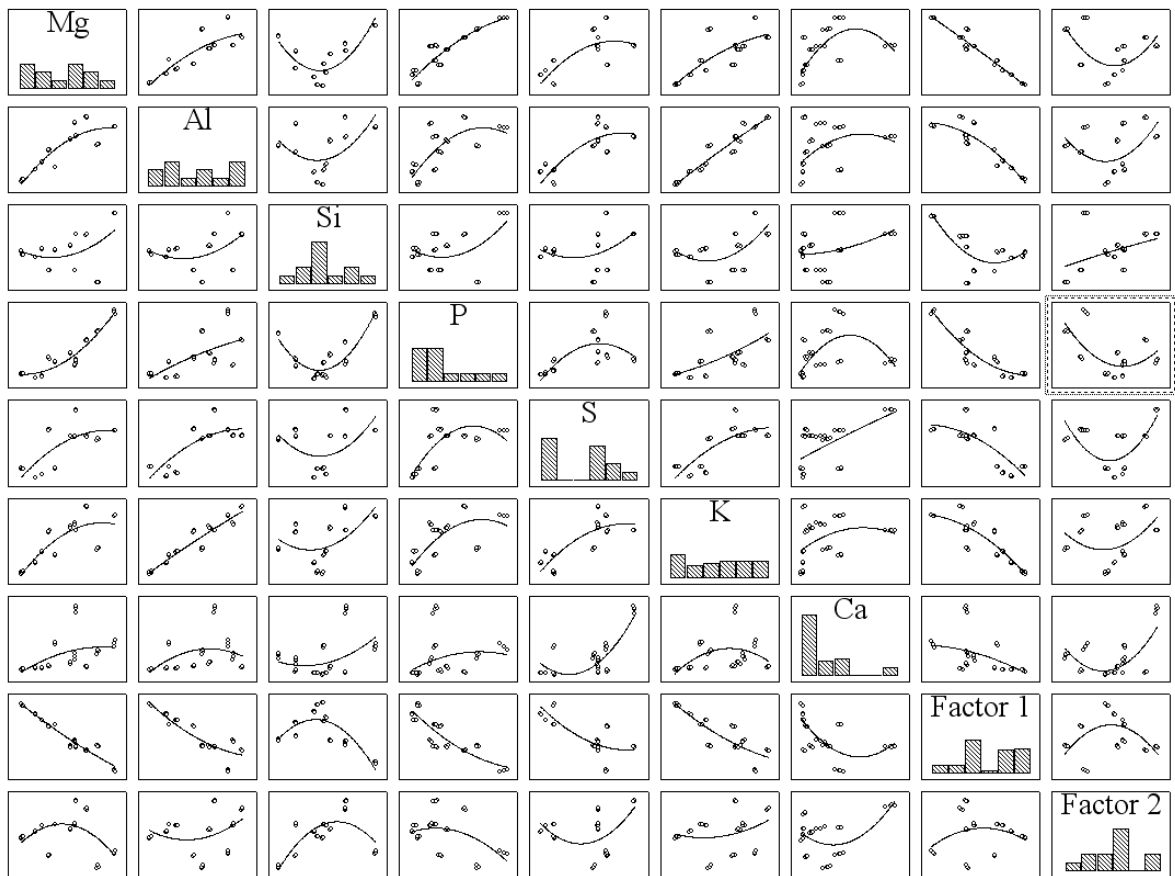


Рисунок 3.33 – Система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища. Умовні позначення : Factor<sub>1-2</sub> – головні компоненти, комплексні градієнти середовища

Оскільки концентрації хімічних елементів корельовані між собою, результати спостережень можна пояснити невеликою кількістю нових змінних, які безпосередньо не вимірюються, але можуть бути отримані через лінійну комбінацію вхідних даних. Це дозволяє зменшити вимірність простору спостережень. Графічно процедура розрахунків зводиться до переміщення початку координат в центр даних, щоб абсциса проходила в напрямі максимальної дисперсії множини даних.

Зменшення вимірності простору спостережень здійснювали в рамках компонентного аналізу. Завдання компонентного аналізу полягає у перетворенні вихідної системи взаємопов'язаних змінних на нову систему некорельованих узагальнених показників чи ортогональних показників. Нові некорельовані показники називають компонентами. Перша компонента

характеризує найбільшу частку варіації вихідних змінних, друга компонента пояснює найбільшу частку дисперсії, яка не пояснюється першою компонентою і т.д. Кожній видобутій компоненті відповідає характеристика, яка називається власним значенням. Власне значення показує частину варіації вихідних змінних, яка пояснюється компонентою. Результати обчислень відображені на рис. 3-4.

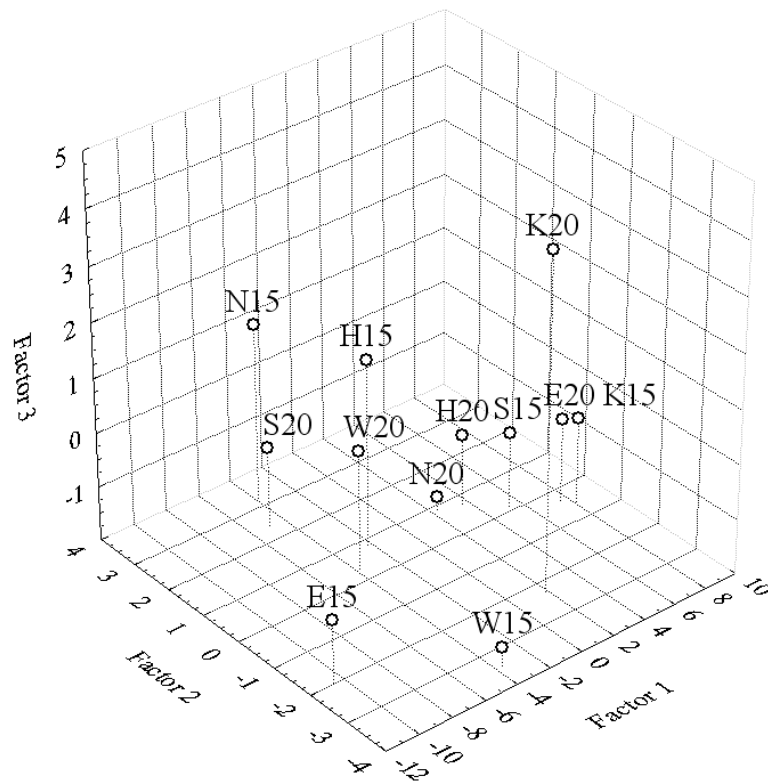


Рисунок 3.34 – Тривимірна проекція місцеположень терикону «Надія». Умовні позначення : 15, 20 – глибина відбору зразків; Н – вершина; експозиція схилів : N – північ, E – схід, S – південь, W – захід; K – контрольна ділянка; Factor<sub>1-3</sub> – головні компоненти, комплексні градієнти середовища

Із аналізу характеристик власних чисел  $\lambda_i$  випливає, що перша головна компонента Factor<sub>1</sub> забезпечує 76.3 %, дві головні компоненти Factor<sub>1-2</sub> 84.8 %, а три головні компоненти Factor<sub>1-3</sub> – близько 91.0 % загальної дисперсії. Таким чином, для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати дво- або тривимірну проекції вихідної матриці даних. Власні вектори кореляційної

матриці дозволяють виділити комбінації концентрацій хімічних елементів, які визначають осі максимального варіювання біогеоценотичного покриву терикону. Основна особливість формування екотопів відвалу (перша головна компонента) полягає у такій структурі взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів (рис. 3) : зменшення функції  $Factor_1$  пов'язане із зростанням концентрації всіх без винятку хімічних елементів. Найбільш тісний зв'язок з  $Factor_1$  властивий таким хімічним елементам : Mg (коефіцієнт кореляції  $r=-0.97$ ), Pb, Sn ( $r=-0.96$ ), Fe, Al ( $r=-0.90$ ), Cu, P ( $r=-0.88$ ), Ni, Zn ( $r=-0.83$ ). Найслабший зв'язок із першою головною компонентою демонструють Ca ( $r=-0.49$ ) і Si ( $r=-0.43$ ). Значення другої головної компоненти  $Factor_2$  демонструють позитивний зв'язок з концентрацією хімічних елементів Si ( $r=0.42$ ), Ca ( $r=0.32$ ) і негативний зв'язок з Mn ( $r=-0.66$ ), Co ( $r=-0.58$ ), Ni ( $r=-0.45$ ), Fe ( $r=-0.40$ ), Cu, As ( $r=-0.39$ ), P ( $r=-0.38$ ). Третя головна компонента  $Factor_3$  залежить головним чином від концентрації Cr, S ( $r=0.50$ ), Cd ( $r=0.47$ ), K ( $r=0.32$ ), Mn ( $r=-0.25$ ), Si ( $r=-0.22$ ).

Перша головна компонента відображає інтенсивність антропогенного навантаження на екотопи терикону. Так, високими значеннями функції  $Factor_1$  відрізняються контрольні ділянки з природною лісовою рослинністю. Місцеположення з низькими значеннями першої головної компоненти характеризуються високими концентраціями хімічних елементів в ґрунті. Це, зокрема, підніжжя терикону західної експозиції. Результати аналізу головних компонент свідчать про значну мозаїчність розподілу ділянок терикону за інтенсивністю антропогенного навантаження, оскільки концентрація хімічних елементів великою мірою залежить від глибини взяття зразка. Вершина терикону, яка розташована біля нульових позначок головних компонент (рис. 4), характеризується середніми показниками антропогенного впливу.

Зменшити вимірність простору спостережень можна не тільки на основі обчислень головних компонент, а й видаливши з аналізу окремі хімічні елементи, врахувавши їх тісний зв'язок між собою (високі значення коефіцієнта

кореляції). Підставою для подальших висновків були результати дисперсійного аналізу (табл. 3.9).

Таблиця 3.9 – Результати дисперсійного аналізу концентрацій хімічних елементів за місцеположенням в рельєфі

Хімічний елемент	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
Mg	4.487159E+08	4	1.121790E+08	3.702209E+09	35	1.057774E+08	1.06	0.39
Al	3.052501E+10	4	7.631254E+09	5.337029E+11	35	1.524866E+10	0.50	0.74
Si	3.355077E+11	4	8.387691E+10	5.859162E+11	35	1.674046E+10	5.01	0.00
P	6.719528E+07	4	1.679882E+07	1.605657E+08	35	4.587592E+06	3.66	0.01
S	2.640507E+09	4	6.601268E+08	1.659111E+10	35	4.740318E+08	1.39	0.26
K	7.981629E+08	4	1.995407E+08	2.937834E+10	35	8.393811E+08	0.24	0.92
Ca	7.416865E+09	4	1.854216E+09	3.631929E+09	35	1.037694E+08	17.87	0.00
Sc	3.245914E+03	4	8.114786E+02	2.871952E+04	35	8.205578E+02	0.99	0.43
Cr	9.912071E+04	4	2.478018E+04	2.824254E+06	35	8.069298E+04	0.31	0.87
Mn	1.684557E+08	4	4.211393E+07	2.480401E+08	35	7.086860E+06	5.94	0.00
Fe	2.233419E+11	4	5.583548E+10	6.189544E+11	35	1.768441E+10	3.16	0.03
Co	9.465507E+04	4	2.366377E+04	1.537829E+05	35	4.393798E+03	5.39	0.00
Ni	3.119353E+05	4	7.798381E+04	8.234330E+05	35	2.352666E+04	3.31	0.02
Cu	3.737306E+05	4	9.343265E+04	1.011592E+06	35	2.890263E+04	3.23	0.02
Zn	3.557499E+05	4	8.893748E+04	1.655558E+06	35	4.730166E+04	1.88	0.14
Ga	2.417570E+03	4	6.043926E+02	6.143830E+04	35	1.755380E+03	0.34	0.85
Ge	1.426057E+02	4	3.565142E+01	1.103762E+03	35	3.153607E+01	1.13	0.36
As	7.118699E+04	4	1.779675E+04	1.908258E+05	35	5.452166E+03	3.26	0.02
Y	5.142117E+03	4	1.285529E+03	3.511920E+04	35	1.003406E+03	1.28	0.30
Cd	5.138232E+00	4	1.284558E+00	5.932849E+00	35	1.695100E-01	7.58	0.00
Sn	1.187081E+02	4	2.967702E+01	2.004837E+03	35	5.728105E+01	0.52	0.72
La	7.438495E+03	4	1.859624E+03	9.361207E+04	35	2.674631E+03	0.70	0.60
Ce	3.608153E+04	4	9.020384E+03	3.954516E+05	35	1.129862E+04	0.80	0.53
Pr	6.291002E+02	4	1.572751E+02	6.301728E+03	35	1.800494E+02	0.87	0.49
Nd	1.184964E+04	4	2.962410E+03	1.018128E+05	35	2.908936E+03	1.02	0.41
Sm	6.512229E+02	4	1.628057E+02	4.290465E+03	35	1.225847E+02	1.33	0.28
Eu	4.548807E+01	4	1.137202E+01	2.302151E+02	35	6.577574E+00	1.73	0.17
Gd	6.486596E+02	4	1.621649E+02	3.078792E+03	35	8.796549E+01	1.84	0.14
Tb	1.200865E+01	4	3.002162E+00	5.756409E+01	35	1.644688E+00	1.83	0.15
Dy	2.760750E+02	4	6.901875E+01	1.514088E+03	35	4.325965E+01	1.60	0.20
Ho	6.858795E+00	4	1.714699E+00	5.017016E+01	35	1.433433E+00	1.20	0.33
Er	3.531136E+01	4	8.827839E+00	3.757277E+02	35	1.073508E+01	0.82	0.52
Tm	4.386574E-01	4	1.096643E-01	7.252910E+00	35	2.072260E-01	0.53	0.72
Yb	1.683828E+01	4	4.209569E+00	2.816590E+02	35	8.047400E+00	0.52	0.72
Lu	3.963182E-01	4	9.907956E-02	6.334080E+00	35	1.809737E-01	0.55	0.70
Pb	2.143276E+04	4	5.358190E+03	1.300144E+05	35	3.714696E+03	1.44	0.24

Th	1.667162E+03	4	4.167904E+02	2.095670E+04	35	5.987629E+02	0.70	0.60
U	1.189842E+03	4	2.974605E+02	7.312505E+03	35	2.089287E+02	1.42	0.25

Умовні позначення: SS Effect і SS Error – міжгрупова і внутрішньогрупова суми квадратів відхилень; MS Effect і MS Error – міжгрупова (факторна) і внутрішньогрупова (залишкова) дисперсії; df – ступені свободи; F – критерій Фішера; p – рівень значущості.

Однофакторний дисперсійний аналіз базується на обчисленні критерію Фішера, який представляє собою відношення міжгрупової і внутрішньогрупової дисперсій. Міжгрупова дисперсія показує, наскільки місцеположення терикону відрізняються між собою рівнем концентрації хімічних елементів. Міжгрупова дисперсія дорівнює нулю, коли середні значення концентрації хімічних елементів рівні. Внутрішньогрупова дисперсія характеризує відмінність концентрації хімічних елементів в межах однакового місцеположення (вершина терикону або його підніжжя визначеної експозиції).

Максимальне значення критерію Фішера властиве хімічним елементам Ca, Cd, Mn, Co, Si, P, Ni, As, Cu, Fe, які виступають головним чинником екологічної диференціації місцеположень терикону «Надія» (табл. 2). Відносно глибини взяття зразка одновимірний дисперсійний аналіз дозволив встановити таку ієрархію значущості хімічних елементів : Zn, Cu, Co, Ni, Fe, As, Mn, Ca, Mg, U, Pb, Sn, S, Eu, Ga, Gd, Tb, Dy, Ho, Al, Sm.

Оскільки кореневмісний шар субстрату на териконі може займати глибину понад 20 см, наступний крок наших досліджень полягав у побудові типологічної схеми місцеположень терикону залежно від рельєфу без врахування глибини взяття зразка. Для цього нами обчислені оптимальні комбінації концентрації 15 хімічних елементів, за допомогою яких можна визначити особливості антропогенного навантаження на екотопи терикону.

Результати математичного моделювання (рис. 5) можна представити такими рівняннями:

$$\text{Root}_1 = 0.00351 \times \text{Mg} - 0.00033 \times \text{Al} - 0.00001 \times \text{Si} + 0.00098 \times \text{P} + 0.00052 \times \text{Ca} - 0.02481 \times \text{Mn} - 0.00043 \times \text{Fe} + 1.28240 \times \text{Co} + 0.02371 \times \text{Ni} - 0.09466 \times \text{Cu} + 0.05295 \times \text{Zn} - 0.67946 \times \text{As} + 4.59229 \times \text{Cd} + 0.96785 \times \text{Sn} + 1.21461 \times \text{Pb} - 46.39;$$

$$\text{Root}_2 = 0.00503 \times \text{Mg} + 0.00038 \times \text{Al} - 0.00011 \times \text{Si} - 0.00234 \times \text{P} - 0.00022 \times \text{Ca} -$$

$$0.02025 \times \text{Mn} - 0.00075 \times \text{Fe} + 1.98192 \times \text{Co} - 0.05513 \times \text{Ni} - 0.04604 \times \text{Cu} - 0.07979 \times \text{Zn} - 0.03759 \times \text{As} - 0.27732 \times \text{Cd} - 0.78038 \times \text{Sn} - 0.26774 \times \text{Pb} + 16.49;$$

де  $\text{Root}_i$  – канонічні дискримінантні функції, осі типологічної схеми біогеоценологічного покриву терикону.

Перша вісь типологічної схеми  $\text{Root}_1$  (рис. 5) пояснює 58,8 % загальної дисперсії. Мінімальними значеннями канонічної дискримінантної функції  $\text{Root}_1$  характеризуються місцезаположення контрольної ділянки, де природний рослинний покрив формують соснові лісові насадження. Максимальні значення  $\text{Root}_1$  властиві екотопам північної експозиції терикону. Значення першої дискримінантної функції  $\text{Root}_1$  залежать в основному від концентрації Ca (коефіцієнт кореляції  $r=0,80$ ). Так, на контрольній ділянці концентрація Ca становить  $3043 \pm 644$  ppm, а на схилі північної експозиції вона сягає  $42355 \pm 6088$  ppm, що в 3 рази перевищує середнє значення концентрації для терикона в цілому ( $14041 \pm 2328$  ppm). Зв'язок функції  $\text{Root}_1$  з іншими хімічними елементами є набагато слабшим: Th –  $r=0,37$ , U –  $r=0,36$ , Si, Ce –  $r=0,33$ .

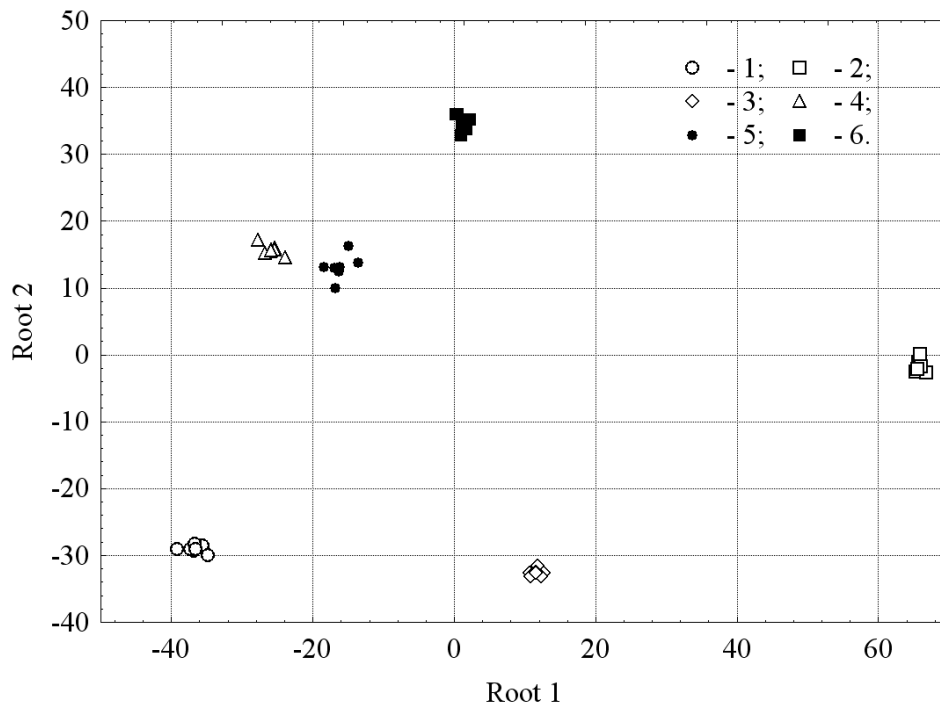


Рисунок 3.35 – Типологічна схема місцезаположень терикону «Надія». Умовні позначення: 1 – контрольна ділянка; експозиція схилів: 2 – північна, 3 – східна, 4 – південна, 5 – західна; 6 – вершина терикону

Друга вісь типологічної схеми  $Root_2$  (рис. 5) додатково пояснює 30,7 % загальної дисперсії. Низькими значеннями канонічної дискримінантної функції  $Root_2$  характеризуються місцеположення контрольної ділянки і екотопи східної експозиції, а максимальними значеннями  $Root_2$  – вершина терикону. Значення другої дискримінантної функції  $Root_1$  залежать в основному від концентрації Al (коефіцієнт кореляції  $r=0,33$ ). Так, на контрольній ділянці концентрація Al становить  $112883 \pm 33383$  ppm, а на вершині терикону вона сягає  $245100 \pm 42377$  ppm.

Двовимірна кліматично-едафічна сітка (рис. 3.35) пояснює 89,5 % загальної дисперсії, обумовленою відмінностями екотопів відвалів за рівнем хімічного забруднення. Схематично її можна зобразити у вигляді трикутника, в кутах якого розташовані контрольна ділянка (лісове насадження), вершина терикону і підніжжя схилу північної експозиції. Схил південної експозиції займає проміжне становище між контрольною ділянкою і вершиною терикону, а схил східної експозиції – проміжне становище між контрольною ділянкою і схилом північної експозиції. Для пояснення особливостей рівня хімічного забруднення між всіма типами екотопів відвалу ми визначали відстань Махаланобіса – багатовимірний аналог відстані Евкліда із врахуванням кореляції між концентраціями хімічних речовин. У результаті обчислень нами встановлено, що схил західної експозиції формує центр екологічного простору відвалів. Цей екотоп характеризується найменшими значеннями відстаней Махаланобіса щодо інших типів. Максимально віддаленими у гіперпросторі екологічних параметрів є місцеположення контрольної ділянки і схилу північної експозиції.

Результати математичного моделювання узгоджуються з даними фітоценологічних досліджень. Так, на схилі північної експозиції присутні чисельні прояви водної і вітрової ерозії, місця загоряння, зливу паливно-мастильних матеріалів, скидання побутових відходів. Підвищена щільність ґрунтового покриву обумовлює практично повну відсутність надґрунтового трав'яного вкриття. Субстрат насипний. У трав'яному вкритті трапляються тільки поодинокі групи тонконогу вузьколистого (*Poa compressa* L.).



Найменшою відстанню Махаланобіса щодо контрольної ділянки (природне лісове насадження) характеризується схил південної експозиції. Тут спостерігаються досить сприятливі умови місцевиростання. Проективне вкриття трав'яного покриву становить 65%, а деревного ярусу – 55-60%. Видова структура трав'яного вкриття більш багата. Крім тонконогу вузьколистого (*Poa compressa* L.), тут масово трапляються кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.) та інші види. У деревному ярусі переважають береза повисла (*Betula pendula* Roth.) 7-8 (9) м заввишки, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) 1-2 м (вище по схилу 6-7 м), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 3-6 м. Поодинокі зростають: шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), глід одноматочковий (*Crataegus monogyna* Jacq.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 2-4 м, верба козяча (*Salix caprea* L.) – 2-5 м.

Запропонований варіант типологічної схеми відвалів шахти "Надія" дозволяє шляхом екстраполяції визначати координати екоотопів рослинних угруповань. Таким чином, екологічну інформацію можна трактувати в категоріях напряму і відстані у багатовимірному просторі ознак, вирішуючи питання закономірностей динаміки або просторового розподілу рослинного покриву, взаємозв'язків між рослинністю і рівнем хімічного забруднення, оцінювання інтенсивності антропогенного впливу та екологічного прогнозування.

### **3.7. Моніторинг поширення важких металів в едафічних горизонтах породних відвалів**

Аналіз валового вмісту важких металів Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb у горизонтах 0-15 см і 0-20 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового району показав, що їх значення не перевищують гранично-допустимі концентрації для ґрунтів. Єдиним значенням, яке перевищує гранично-допустимі концентрації встановлено для

Cu (досліджувана ділянка №4) біля підніжжя породного відвалу зі сходу. Проте, показники вмісту важких металів у порівнянні із фоновими значеннями (досліджувана ділянка №6) перевищують за окремими елементами в десятки разів (табл. 3.10).

Таблиця 3.10 – Вміст важких металів у пробах субстрату породного відвалу шахти «Надія»

№	Горизонт, см	Mn, мг/кг	Fe, мг/кг	Co, мг/кг	Ni, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг
1)	0-15	72,3	4200,0	2,6	19,9	7,9	9,0	0,15	5,4
	0-20	112,8	21444,4	4,5	26,8	26,6	24,8	0,17	16,2
2)	0-15	806,9	36027,7	19,1	44,1	44,7	50,6	0,24	17,6
	0-20	259,6	20694,4	9,2	36,0	34,6	32,3	0,29	14,7
3)	0-15	92,9	18194,4	5,4	30,0	23,0	30,0	0,19	15,5
	0-20	158,2	5786,1	2,8	13,0	6,0	26,9	0,24	7,9
4)	0-15	894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,23	23,0
	0-20	25,6	1392,5	0,4	11,8	1,8	6,7	0,15	5,2
5)	0-15	144,8	16935,1	5,3	25,9	37,1	63,2	0,26	14,3
	0-20	93,0	5203,7	3,6	24,4	10,8	10,7	0,16	6,8
6)	0-15	19,0	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9
	0-20	211,7	19472,2	7,9	36,1	34,6	29,3	0,30	13,9
ГДК [21, 22]		1500	не норм.	50	85	55	100	3	32
Max		894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,3	23
Min		19	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9
Середнє		240,95	16219,7	7,075	28,875	23,675	29,48	0,21	11,95
Max 0-15		894,6	44157,4	23,8	67,6	55,7	67,9	0,26	23
Min 0-15		19	1128,7	0,3	10,9	1,3	2,4	0,14	2,9
Max 0-20		259,6	21444,4	9,2	36,1	34,6	32,3	0,3	16,2
Min 0-20		25,6	1392,5	0,4	11,8	1,8	6,7	0,15	5,2

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

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Mn (259,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №2 із західного боку на схилі породного відвалу. Найнижчий вміст Mn у горизонті 0-20 см (25,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу.

Моделювання поширення Mn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.36.

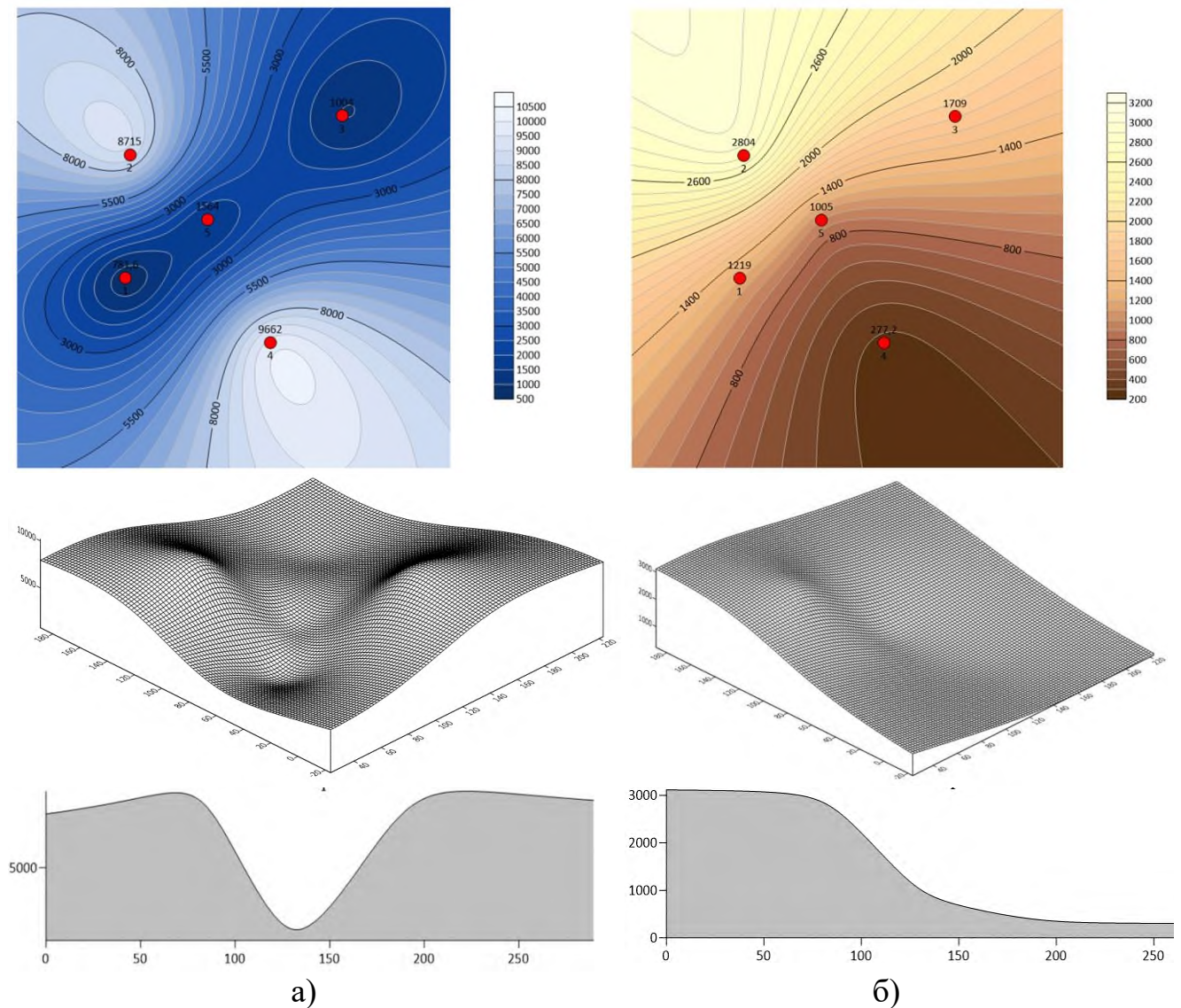


Рисунок 3.36 – Поширення Mn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

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

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

ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Fe (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.37.

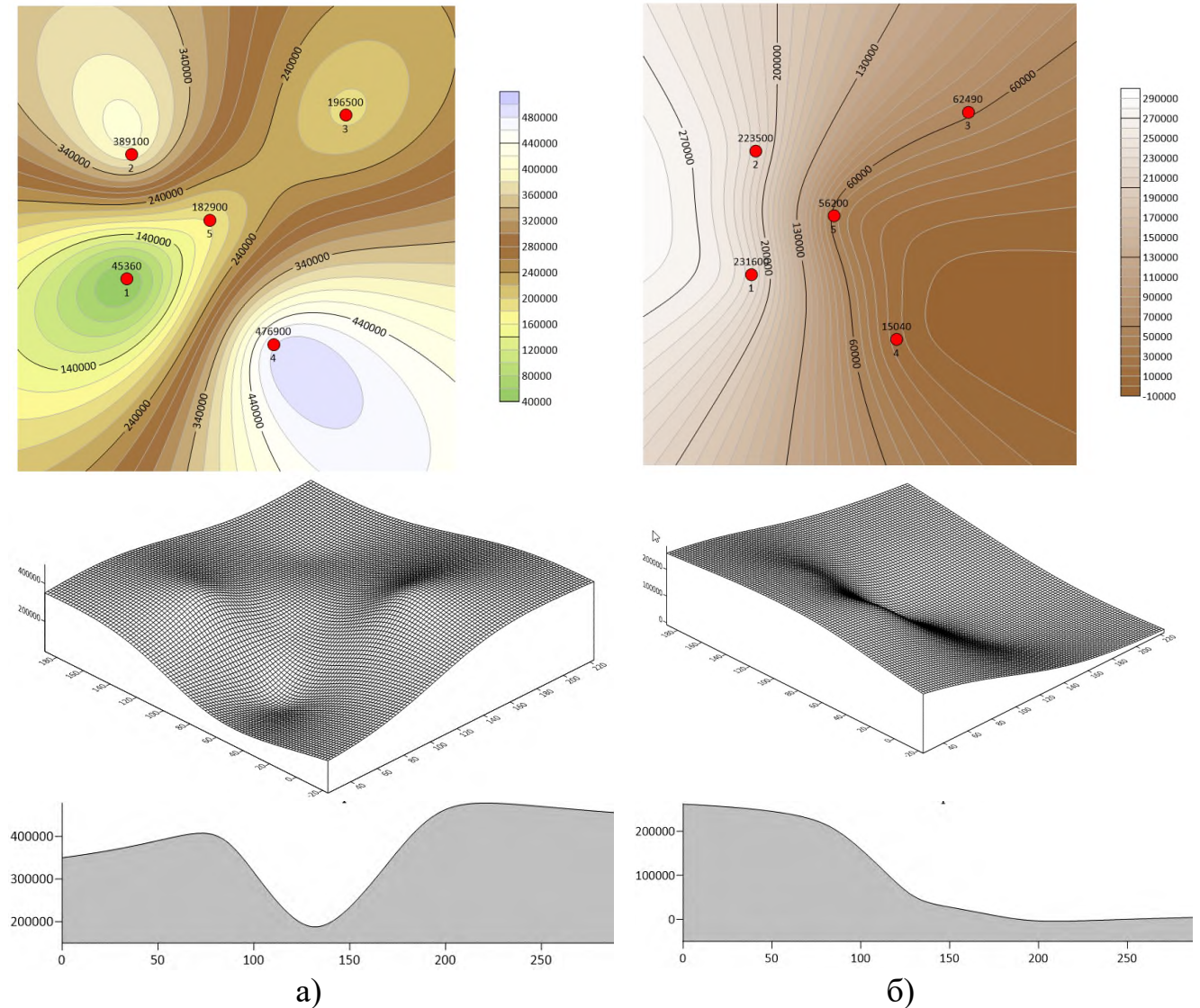


Рисунок 3.37 – Поширення Fe (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

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

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

горизонті 0-20 см (0,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Со (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.38.

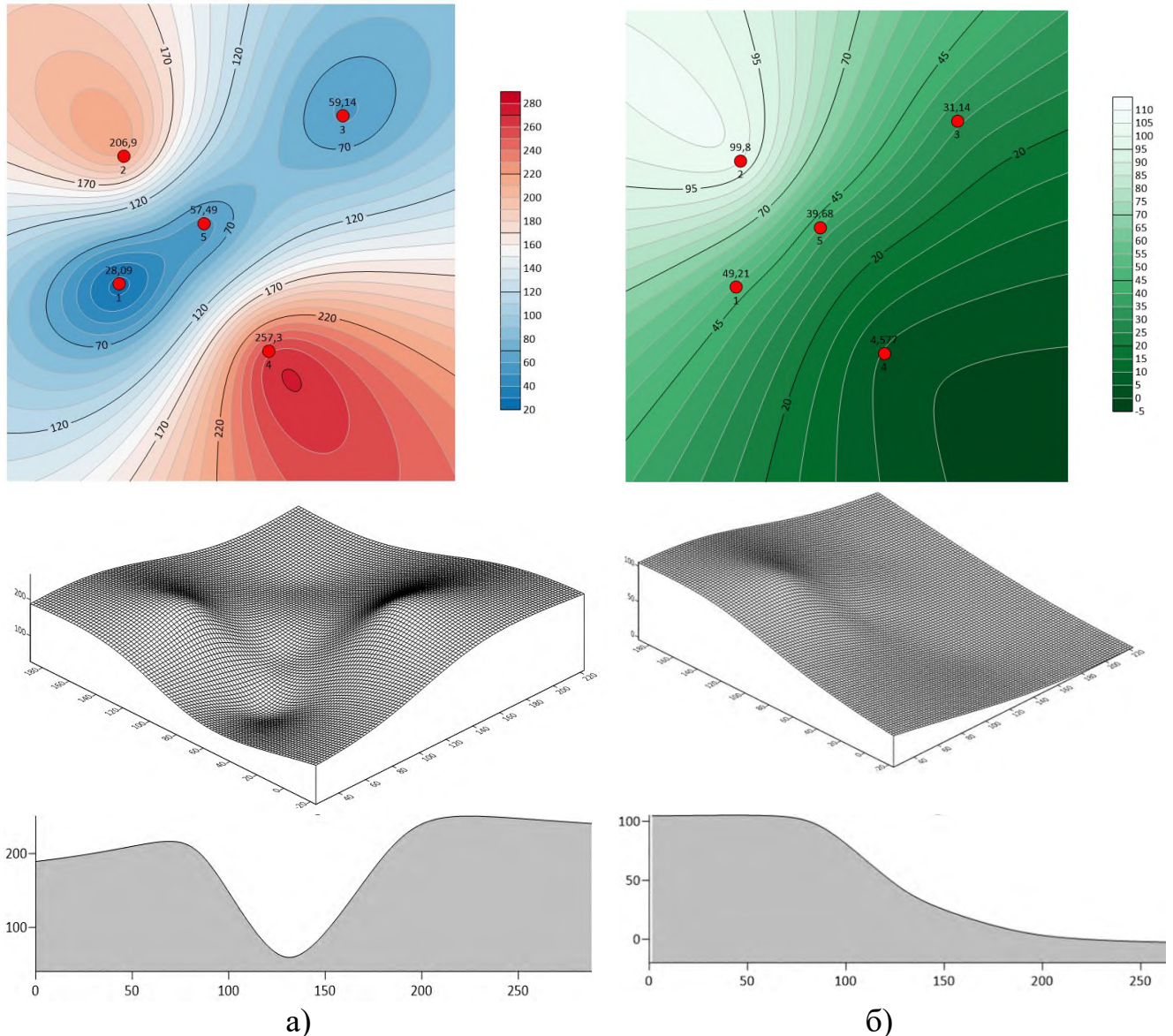


Рисунок 3.38 – Поширення Со (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Ni (67,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 у горизонті 0-15 см із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Ni (10,9 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоною та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Ni (36,1 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 (ділянка з фоновим значенням). Найнижчий вміст Ni у горизонті 0-20 см (11,8 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Ni (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.39.

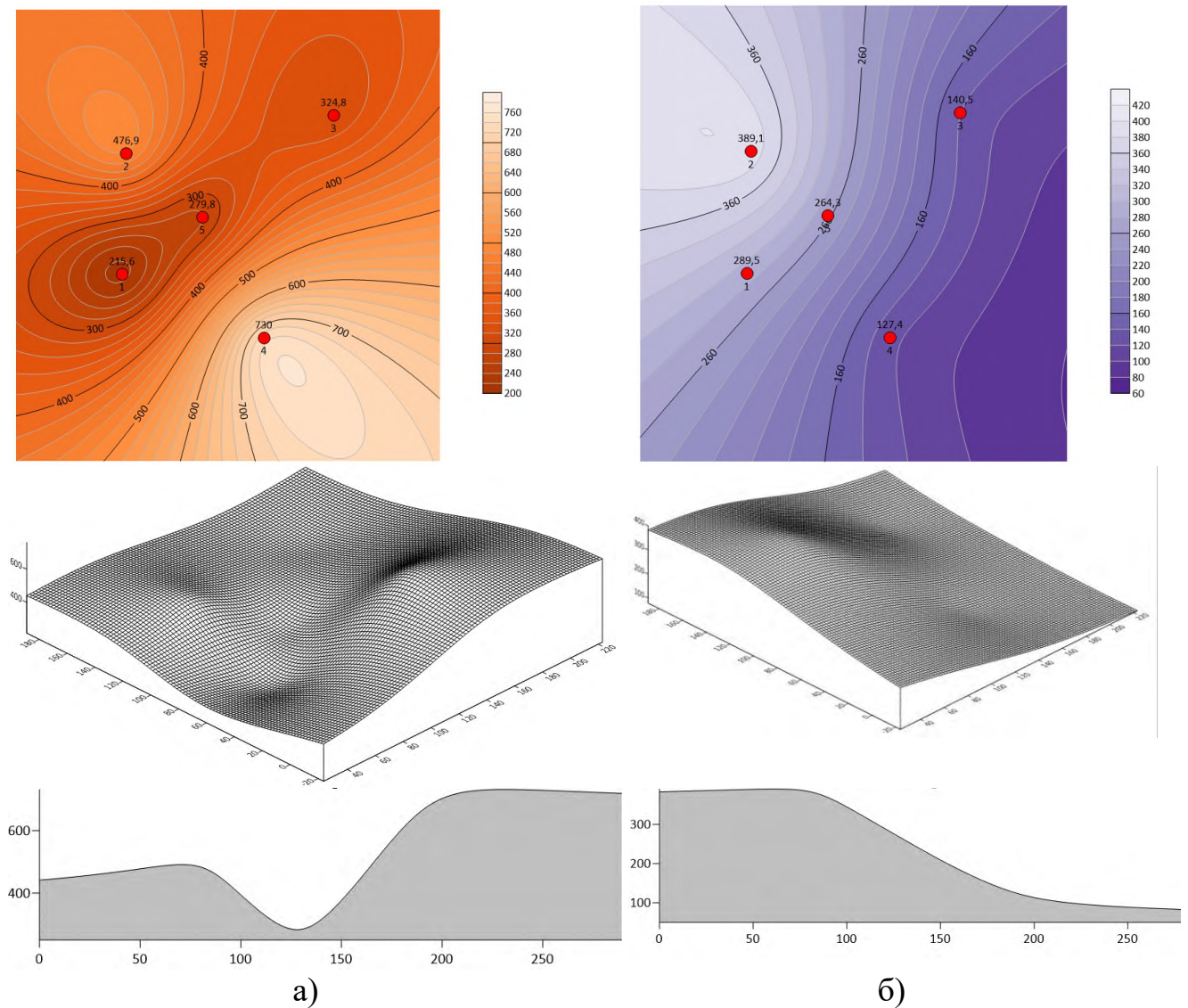


Рисунок 3.39 – Поширення Ni (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Cu (55,7 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 у горизонті 0-15 см із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Cu (1,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновією та знаходиться за 3 км на

південь від породного відвалу. У горизонті 0-20 см найбільший вміст Cu (34,6 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 (ділянка з фоновим значенням). Найнижчий вміст Cu у горизонті 0-20 см (1,8 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Cu (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.40.

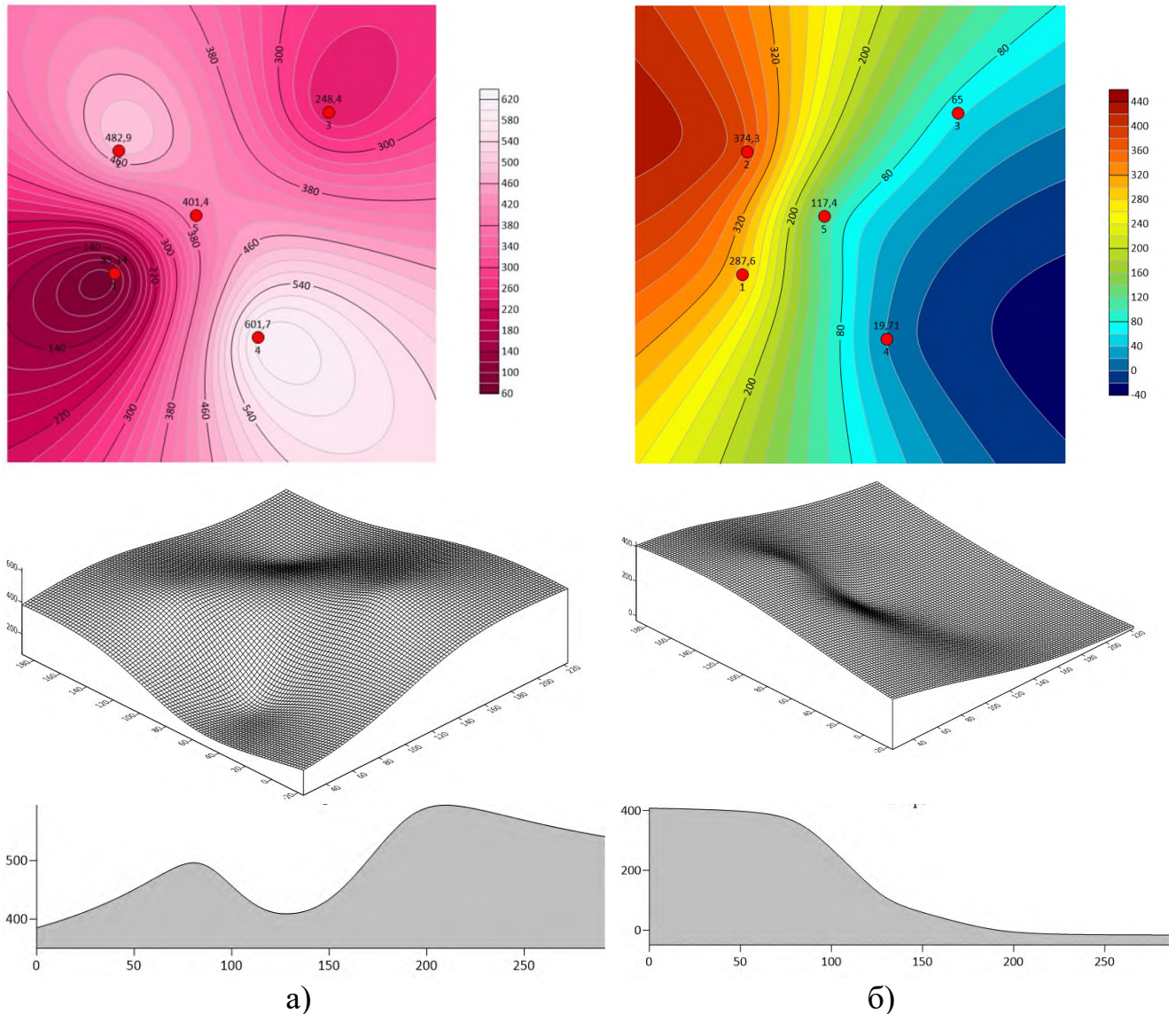


Рисунок 3.40 – Поширення Cu (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Zn (67,9 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 у горизонті 0-15 см із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Zn (2,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній

ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоною та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу.

У горизонті 0-20 см найбільший вміст Zn (32,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №2 із західного боку на схилі породного відвалу. Найнижчий вміст Zn у горизонті 0-20 см (6,7 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Zn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.41.

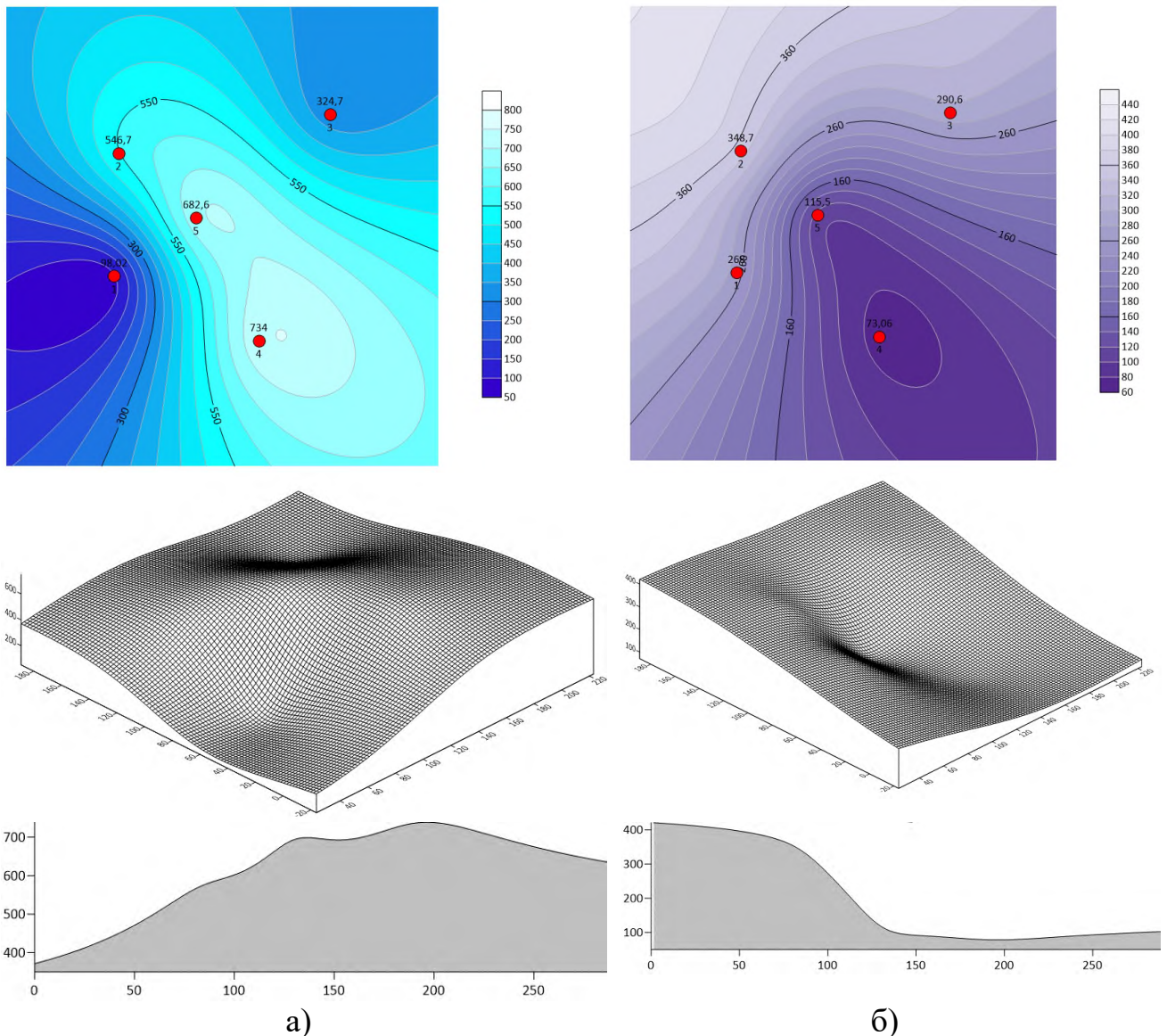


Рисунок 3.41 – Поширення Zn (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Cd (0,3 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 (фонова ділянка) у горизонті 0-20 см. Найнижчий вміст Cd у горизонті 0-20



см (0,15 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Найменший вміст Cd (0,14 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоною та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-15 см найбільший вміст Cd (0,26 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №5 на вершині породного відвалу. Моделювання поширення Cd (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.42.

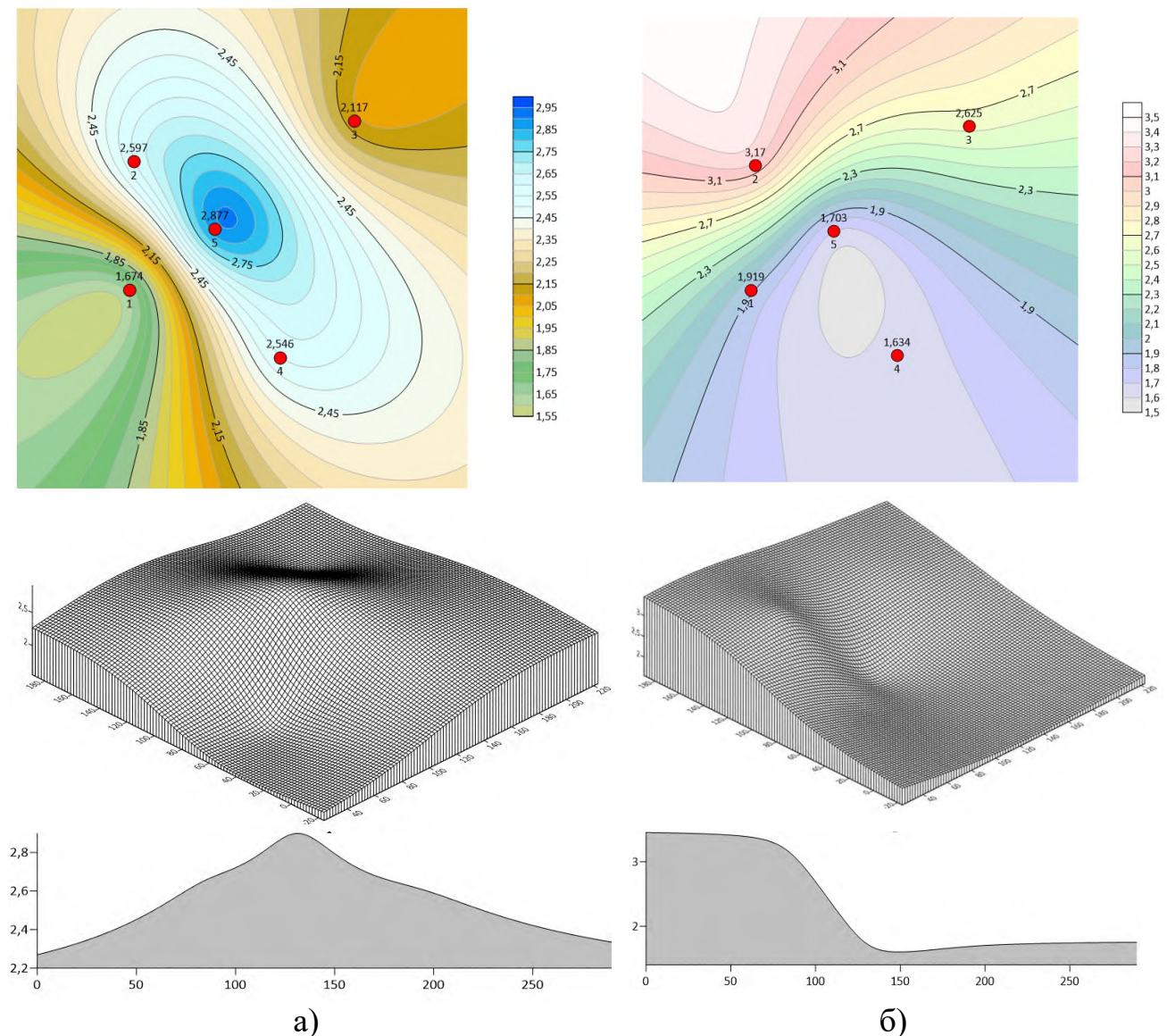


Рисунок 3.42 – Поширення Cd (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

Найбільший вміст Pb (23 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 у горизонті 0-15 см із східного боку біля підніжжя породного відвалу.

Найменший вміст Pb (2,4 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №6 у горизонті 0-15 см, яка є фоновною та знаходиться за 3 км на південь від породного відвалу. У горизонті 0-20 см найбільший вміст Pb (16,2 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №1 із південного боку біля підніжжя породного відвалу. Найнижчий вміст Pb у горизонті 0-20 см (5,2 мг/кг) спостерігається на досліджуваній ділянці №4 із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Моделювання поширення Pb (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія» у горизонтах 0-15 см і 0-20 см наведено на рис. 3.43.

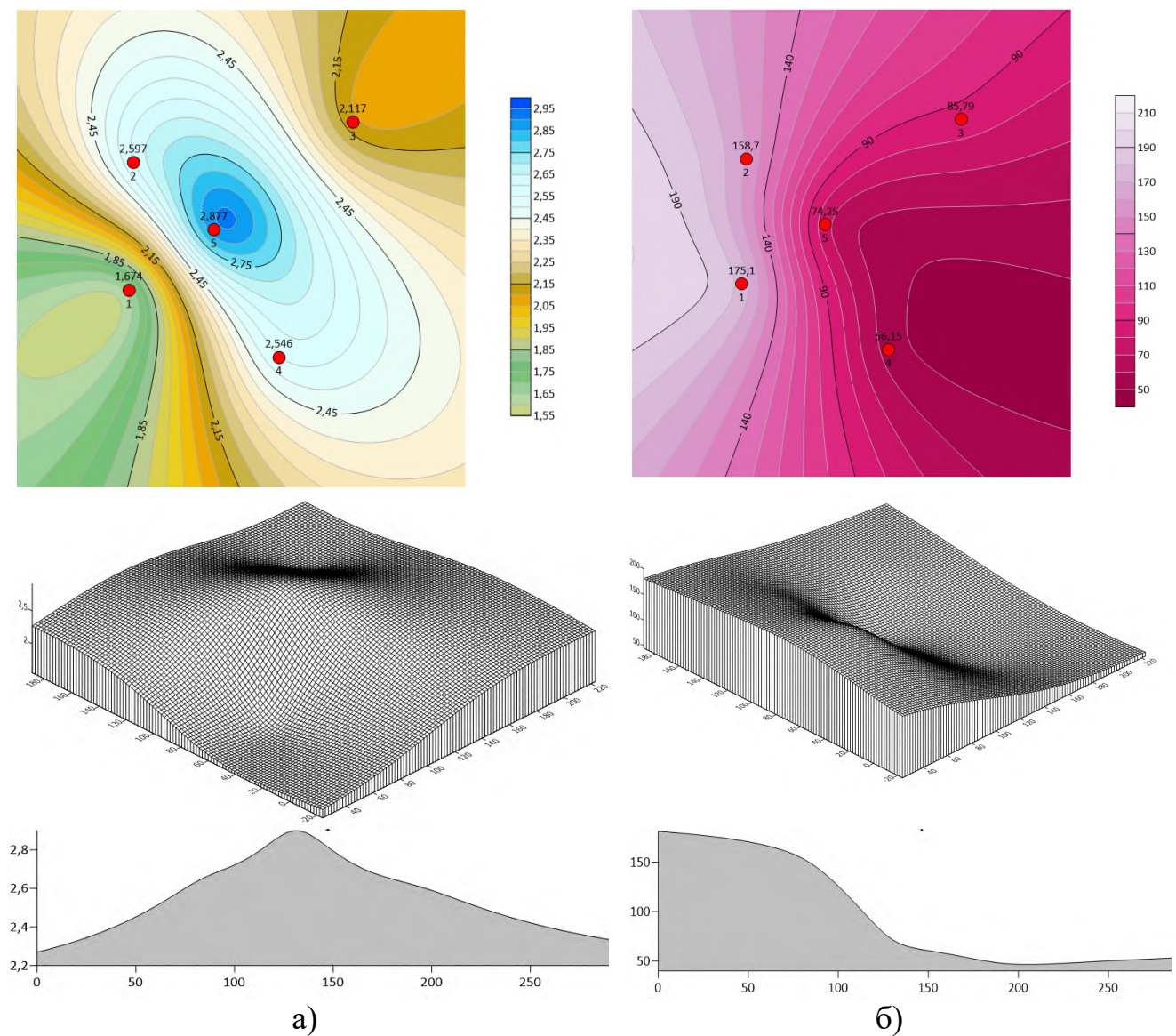


Рисунок 3.43 – Поширення Pb (мг/кг) у едафічних горизонтах породного відвалу шахти «Надія»: а) 0-15 см; б) 0-20 см

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

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

### **3.8. Геохімічні властивості підтериконових вод**

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

Питаннями геохімічного забруднення поверхневих та підземних вод у зоні вугледобування присвячено чимало наукових праць. Початок таких досліджень припадає на 70-ті, 80-ті роки ХХ століття [62, 100, 111, 116, 167]. Зокрема, у роботі [111] розглянуто видалення важких металів та нейтралізацію кислотності у шахтних стічних водах водоростями та бактеріями. Показано, що зростання штучних водоростей у штучних системах усуває значні кількості важких металів і дрібних частинок з шахтних стічних вод. Описано

бактеріальні системи для окислення двовалентного заліза і відновлення сульфату, що призводить до нейтралізації кислотності. Зроблено висновок про те, що комбінація бактеріальних і водорослевих систем з оптимізацією процесу, включаючи поправки до поживних речовин, може забезпечити відповідну обробку шахтних стічних вод. Металостійкі бактерії також можуть бути важливими при рекультивації породних відвалів.

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

Про забруднення поверхневих та підземних водойм стічними водами гірничо-металургійної галузі Польщі наведено у статті [100]. Встановлено, що збільшення концентрації забруднюючих речовин, головним чином важких металів та іонів хлору, слід розглядати як тривожні. Близько 50% поверхневих стоків навіть не відповідають стандартам класу якості III. З урахуванням викидів пилю та газів і обсягів скинутих відходів, включаючи стічні води на 1 км<sup>2</sup>, виділено 27 екологічно небезпечних регіонів у Польщі. Половина цих регіонів знаходяться в гірничо-металургійних районах.

У науковій праці [115] наведені результати фізико-хімічних досліджень шахтних та стічних вод з породних відвалів. Встановлено, що Шахтні води можуть бути кислими або нейтральними в залежності від вмісту піриту в вугіллі. Це погіршує якість води регіону з точки зору зниження рН навколишніх водних ресурсів і підвищення рівня загальної кількості зважених твердих речовин, загальної кількості розчинених твердих речовин і деяких важких металів. Встановлено, що у некислих породах якість води показує високу твердість і бактеріальні забруднення. Стічні води з відвалів виявляються збагаченими концентрацією металів, особливо Fe, Cu, Mn і Ni. Високі значення твердості шахтної води знижують її користь у побутових цілях. У статті проілюстровано якість кислих і некислотних мінеральних вод і

характеристики фільтрації відкритих вугільних шахт. Забруднюючі речовини, такі як нафтопродукти і важкі метали, знаходяться у відпрацьованих стоках з породних відвалів.

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

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

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

У роботі [118] здійснено геохімічні дослідження водою та водно-болотних угідь в зоні впливу шахт з видобування Au. Забруднення проявляється у вигляді низького рН ( $>2$ ) і високої концентрації  $\text{SO}_4^{2-}$  (в деяких випадках перевищує 7000 мг/дм куб.). Якість води покращується на певній відстані від хвостосховища. Виявлено, що забруднення в кінці сезону дощів були вищими, що пояснюється збільшенням рівня води та, як наслідок, збільшення просочування підземних вод. Там, де рівень води наближається до поверхні, верхні 20 см ґрунтові профілі сильно забруднені важкими металами через капілярний підйом і випаровування ґрунтових вод [68]. Окислення заліза створило окислювально-відновний буфер, який контролює рН потоку води. Швидкість окислення і розбавлення повільна, а шкідливий ефект від додавання забрудненої води зберігається більш ніж на 10 км за межами джерела.

Оцінку ризиків для підземних вод у зоні впливу мідно-молібденового кар'єру наведено у роботі [132]. Вивчення оцінки ризику підземних вод від забруднення з кількома джерелами та розробка довгострокової програми моніторингу для вирішення таких проблем є дуже важливими. Встановлено, що необхідно розробити систему моніторингу ґрунтових вод, яка враховує напрямок міграції та відстань забруднюючих речовин від руху підземних вод у штучному потоці під впливом воронки підземних вод.

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

Внаслідок складування відвальної породи у відвали якість довкілля невпинно знижується. Це насамперед пов'язано із виділенням небезпечних речовин та сполук у водоносні горизонти, ґрунти, повітря. Надзвичайно актуальними також є проблеми гідрологічних режимів, забруднення питної

води, а також наявність її загалом. Внаслідок накопичення атмосферних опадів біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт утворюються озера із стічними, так званими «підтериконовими водами». Ці води, насичені токсичним хімічними елементами потрапляють у поверхневі та підземні води, а також у відкриті водойми. Внаслідок цього якість води знижується за всіма показниками.

На території Львівсько-Волинського вугільного басейну переважна більшість рік є в басейні Вісли, у тому числі одна із найбільших в Україні – Західний Буг (рис. 3.44). Використовуючи відкриту платформу *Open Environment* можемо зробити оцінку, що за вмістом амоній-іонів та нітрит-іонів якість води у річці Західний Буг дуже погана. Такий рівень забруднення спричиняє мутацію водних організмів та як наслідок негативно впливає на здоров'я людей.

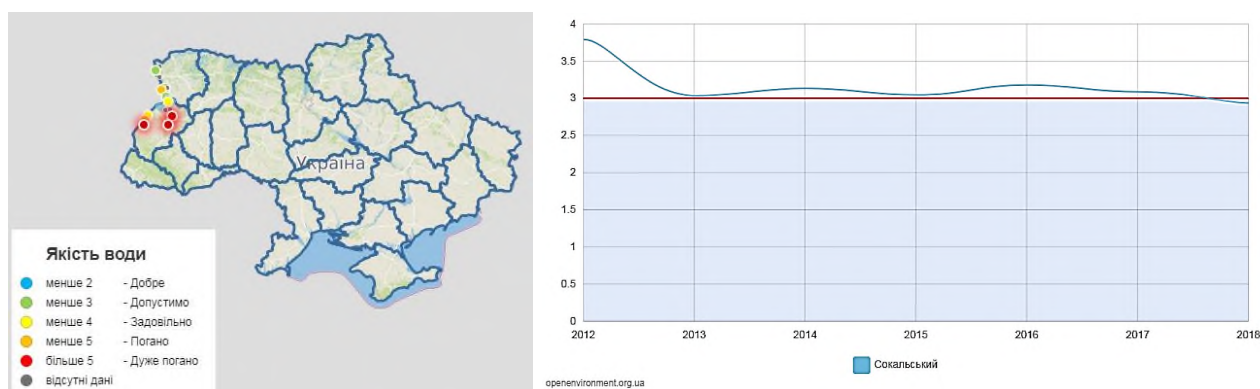


Рисунок 3.44 – Показники якості води у басейні річки Вісла (територія функціонування Львівсько-Волинського вугільного басейну) та біологічне споживання кисню (БСК) у водоймах Сокальського району Львівської області

Питання геохімічних досліджень стічних вод із відвалів вугільних шахт, їх накопичення у техногенних водоймах та вплив на біоту досліджено не в повній мірі. У межах поставленої мети передбачалося розв'язання таких завдань: здійснити аналіз наукових джерел стосовно досліджень підтериконових вод; відібрати проби води із техногенних водойм породних

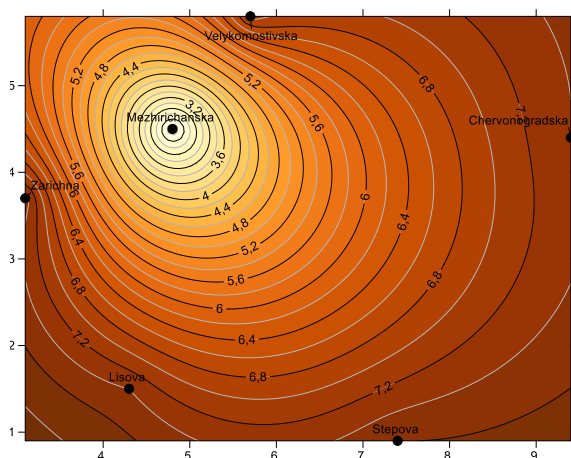




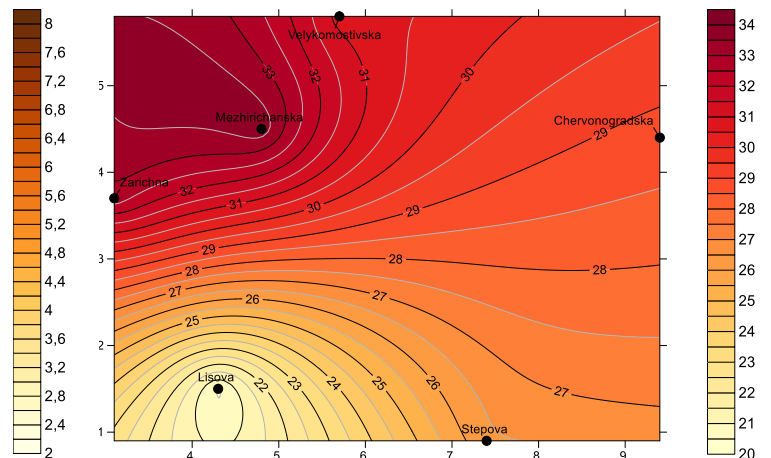
Встановлено, що рН середовища (підтериконових вод) знаходиться у діапазоні від сильно кислого (шахта «Межирічанська») до лужного (шахти «Великомостівська», «Степова», «Зарічна», «Червоноградська»), при нормі наближеній до нейтрального (6,5). Слід зазначити, що підтериконові стічні води впливають на рН ґрунту, а це, в свою чергу, впливає на розвиток лісових та сільськогосподарських культур. Значення завислих речовин не перевищує граничнодопустимі концентрації (ГДК) та знаходиться в межах 26,4-34,2 мг/дм<sup>3</sup>. Значення заліза загального перевищує ГДК для підтериконових вод шахт «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Тривале вживання води з підвищеним умістом заліза, крім захворювань печінки, крові й алергійних реакцій, збільшує ризик інфарктів, негативно впливає на репродуктивну функцію організму. Залізо повільно виводиться з організму людини, має канцерогенний вплив, порушує роботу мозку.

Часто у криницях досліджуваного регіону спостерігається високий вміст нітратів, які викликають серйозні розлади здоров'я через метгемоглобінемію, коли гемоглобін у крові людини втрачає здатність переносити до тканин кисень.

Вміст амонію в підтериконових водах знаходиться в межах норми (0,32-1,24 мг/дм<sup>3</sup>). Просторовий розподіл амонію, заліза загального, завислих речовин та рН відображено на рисунку 3.45.



Просторовий розподіл рН в межах Червоноградського ГПР



Просторовий розподіл завислих речовин в межах Червоноградського ГПР, мг/дм<sup>3</sup>

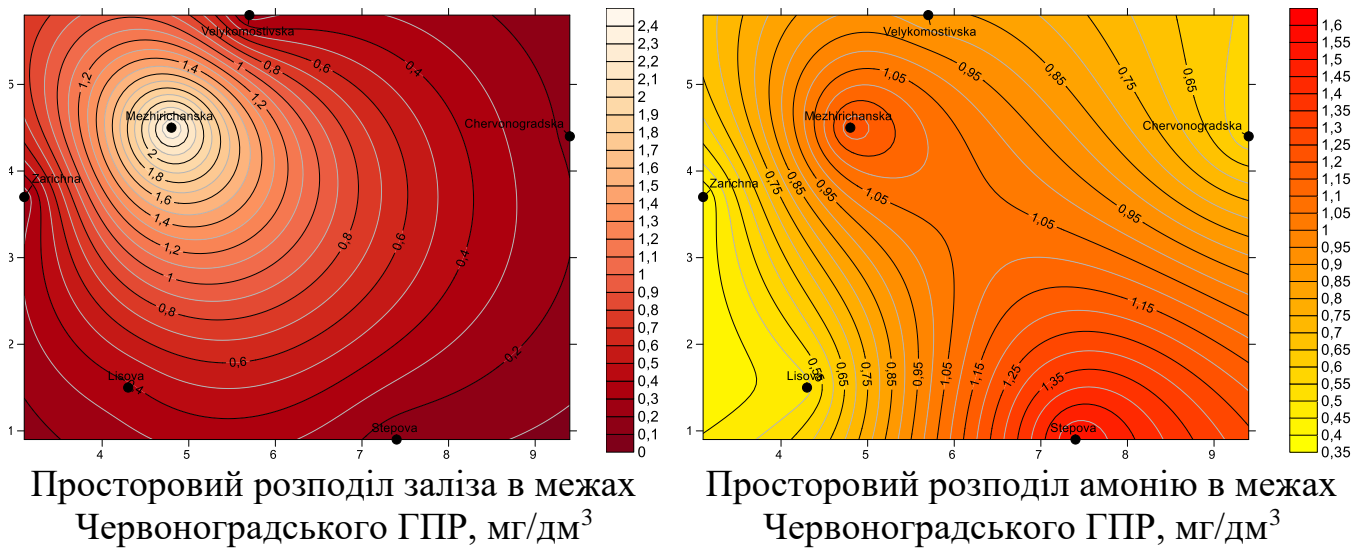


Рисунок 3.45 – Вміст амонію, заліза загального, завислих речовин та рН у підтериконових водах

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

Хлориди найбільше концентруються у підтериконових водах шахт «Лісова» та «Червоноградська», перевищуючи ГДК у 1,33 і 1,25 разів відповідно. Надлишок хлоридів в сполуках з іншими органічними речовинами, призводить до онкологічних захворювань людини.

Основний недолік питної води — надмірна жорсткість, тобто надлишок солей кальцію та магнію, гідрокарбонатів, сульфатів і заліза. Якщо людині постійно пити таку воду, є ризик утворення каміння в нирках та жовчному міхурі. Висока жорсткість води призводить до сечокам'яної хвороби. Зокрема, вода із жорсткістю понад 10 мг-екв. / дм<sup>3</sup> підвищує ризик захворювання на ендемічний зоб. Вода з високою жорсткістю сприяє розвитку дерматитів у

людей. Просторовий розподіл сульфатів, фтору, фосфатів, хлоридів зображено на рисунку 3.46.

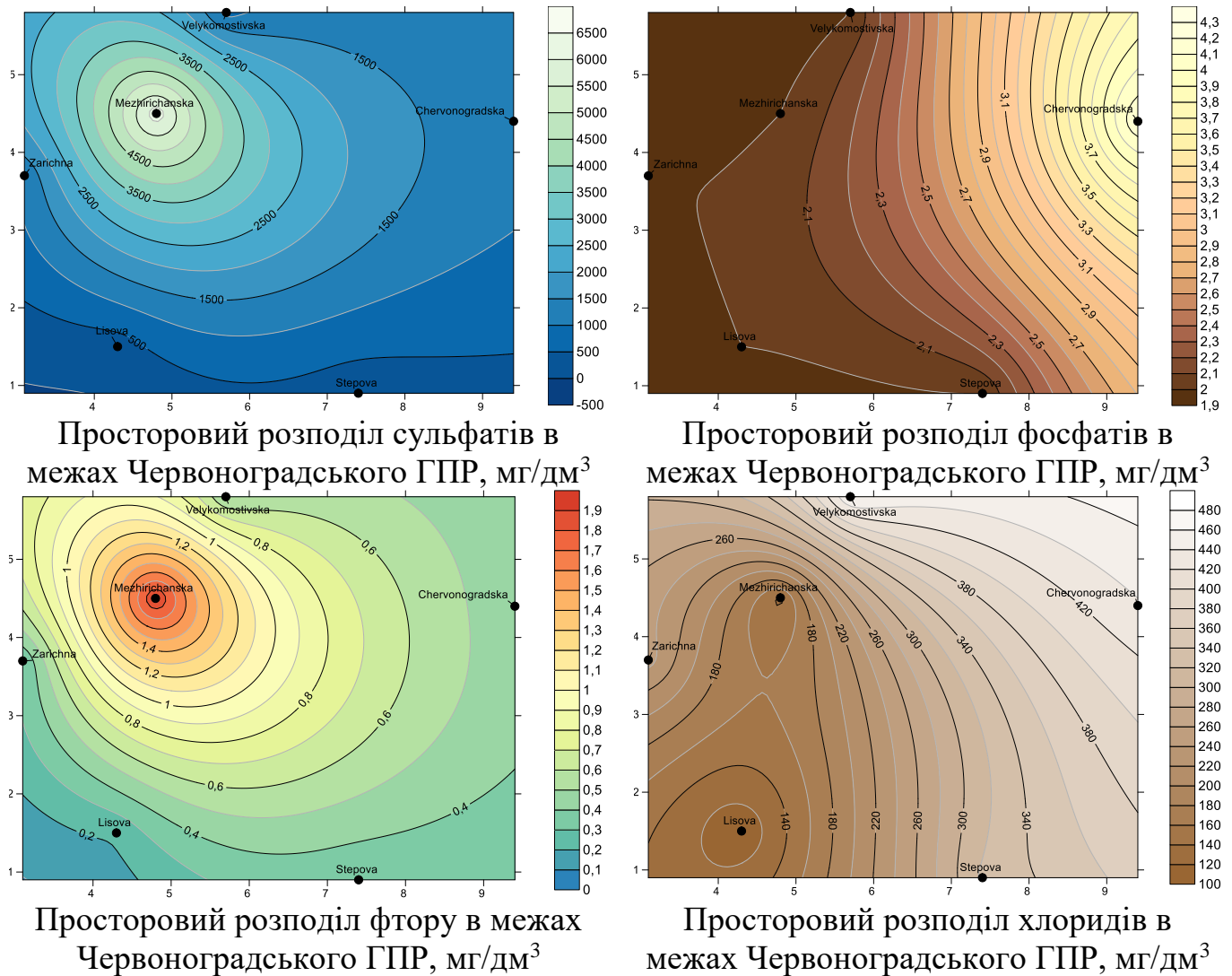


Рисунок 3.46 – Вміст сульфатів, фтору, фосфатів, хлоридів у підтериконових водах

Граничнодопустимі концентрації хлоридів у воді становлять 350 мг/дм. куб. Встановлено, що перевищення ГДК зосереджене у підтериконових водах шахт «Великомостівська» (у 1,32 рази), «Лісова» (у 1,33 рази), «Червоноградська» (у 1,25 рази) (рис. 3.47).

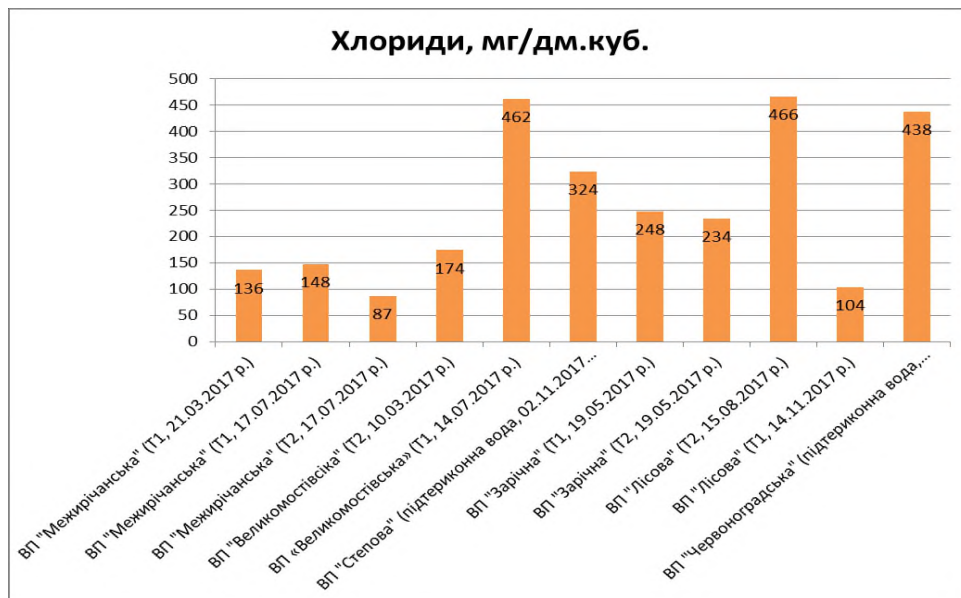


Рисунок 3.47 – Вміст хлоридів у породних відвалах шахт Червоноградвського гірничопромислового району

Граничнодопустимі концентрації сульфатів у воді становлять 500 мг/дм. куб. Встановлено, що найвищі концентрації сульфатів зосереджені у підтериконних водах шахт «Межирічанська» та перевищують ГДК (у 12,6 разів), «Зарічна» (у 4,91 рази), «Лісова» (у 3,25 рази) (рис. 3.48).

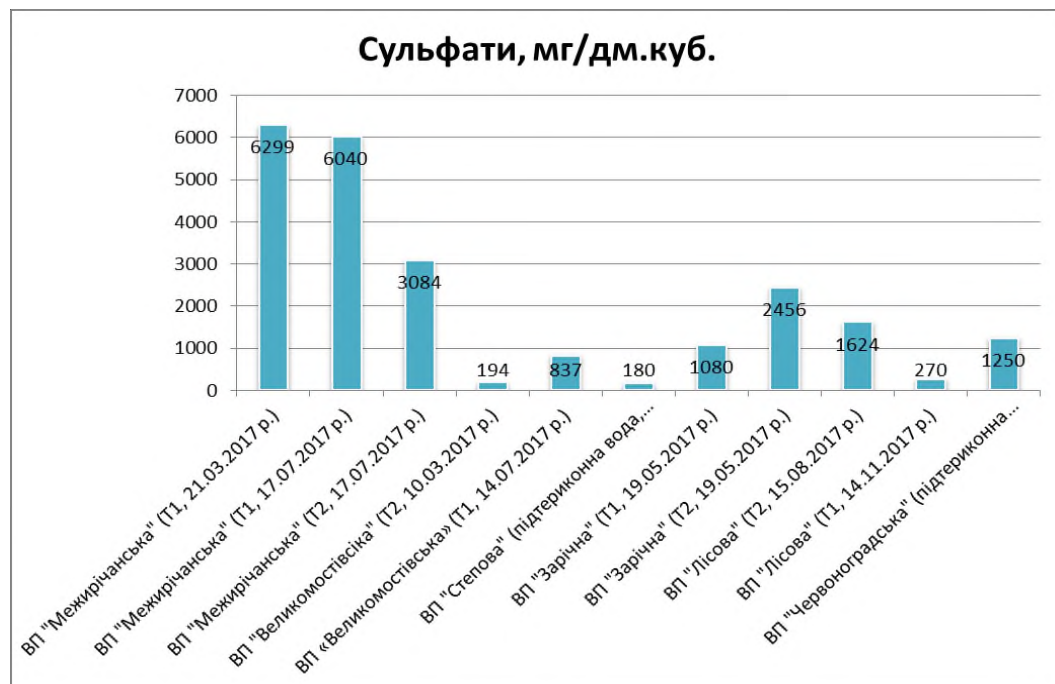


Рисунок 3.48 – Вміст сульфатів у породних відвалах шахт Червоноградвського гірничопромислового району

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

Встановлено, що найбільша їх жорсткість води притаманна у зоні впливу шахти «Межирічанська» (25,3 мг.екв/дм<sup>3</sup>), «Зарічна» (26,8 мг.екв/дм<sup>3</sup>), «Лісова» (26,6 мг.екв/дм<sup>3</sup>), при нормі 7 мг.екв/дм<sup>3</sup>. Прозорість стічних вод становить 18 см (рис. 3.49).

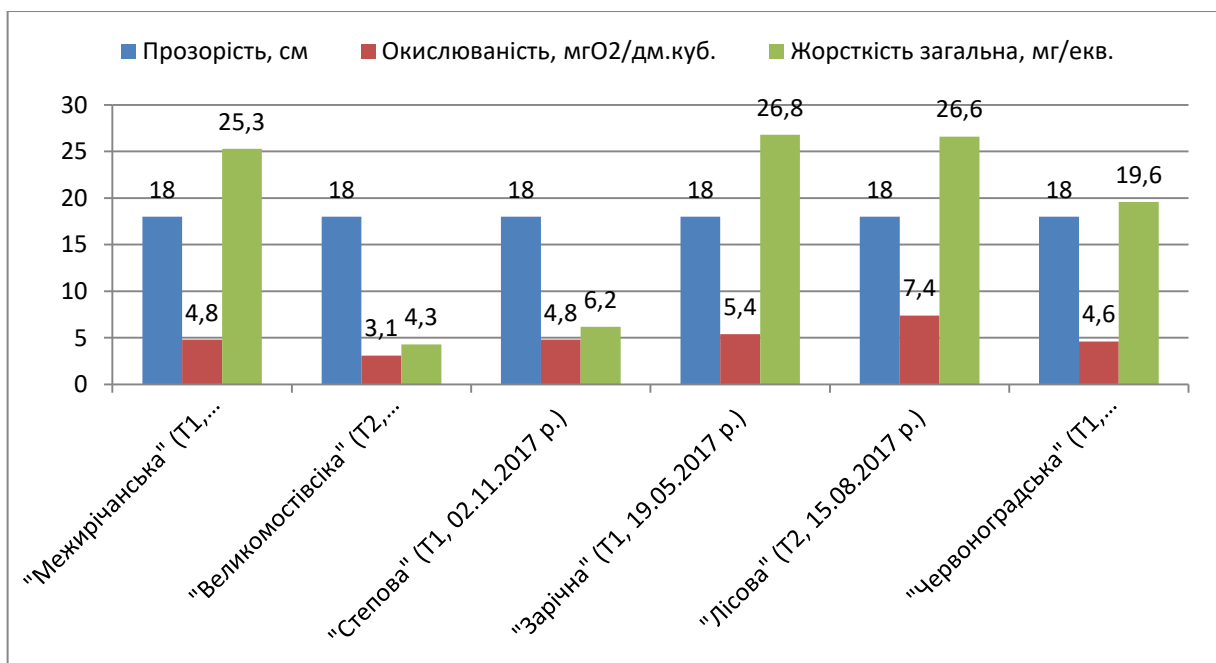


Рисунок 3.49 – Показники прозорості, окислюваності та жорсткості підтериконових стічних вод

Сухий залишок солей перевищує допустимі норми (1000 мг/дм<sup>3</sup>) на породних відвалах шахт «Межирічанська» (6941 мг/дм<sup>3</sup>), «Степова» (1119 мг/дм<sup>3</sup>), «Зарічна» (1865 мг/дм<sup>3</sup>), «Лісова» (3842 мг/дм<sup>3</sup>), «Червоноградська» (3814 мг/дм<sup>3</sup>). Уміст кальцію в пробах стічних вод знаходився в межах 52-474 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 3.50).

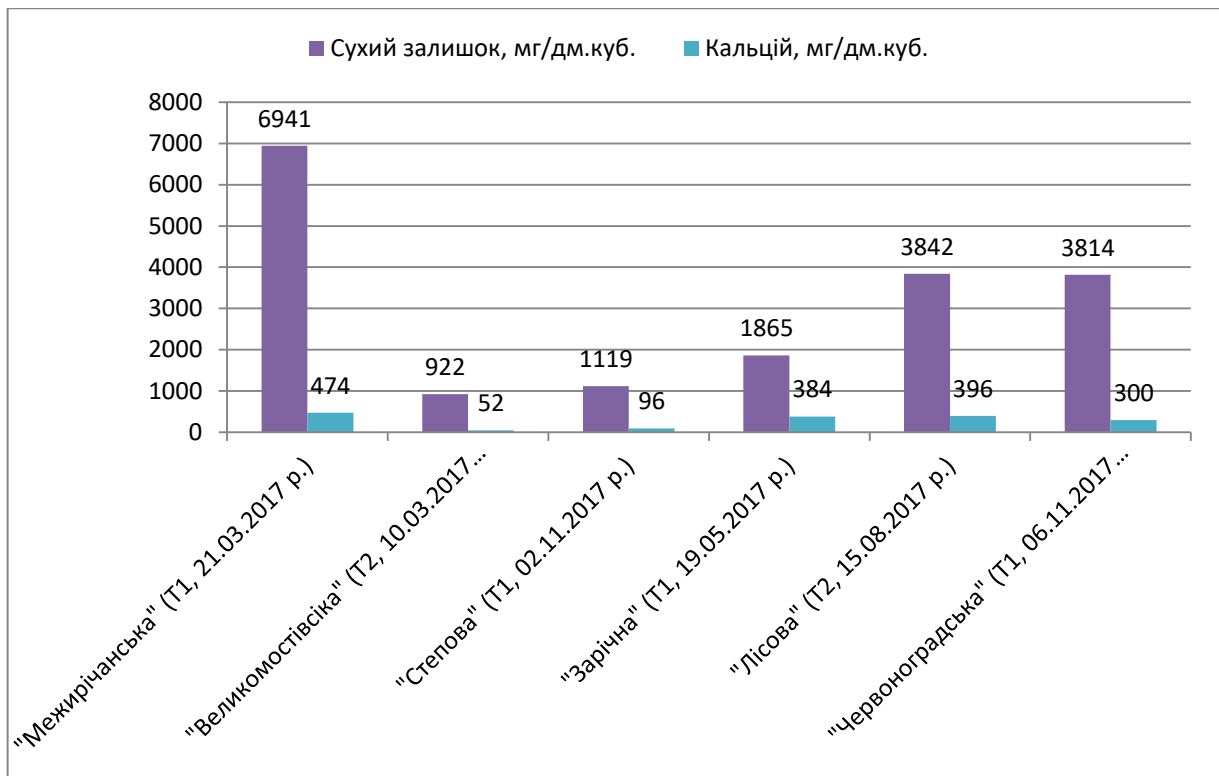


Рисунок 3.50 – Вміст сухого залишку та кальцію в підтериконових стічних водах

У відібраних пробах нами було виявлено алюміній та хром. Вміст хрому не перевищував  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  у всіх пробах. Вміст алюмінію становив  $0,04 \text{ мг/дм}^3$  для всіх досліджуваних стічних вод, окрім вод породних відвалів шахти «Межирічанська», де його показники сягнули  $1,58 \text{ мг/дм}^3$ . Це значення алюмінію пов'язане із подальшим потраплянням його з надр, оскільки шахта є діюча до нині. Значення алюмінію та хрому у підтериконових стічних водах досліджуваних шахт наведено на рис. 3.51.

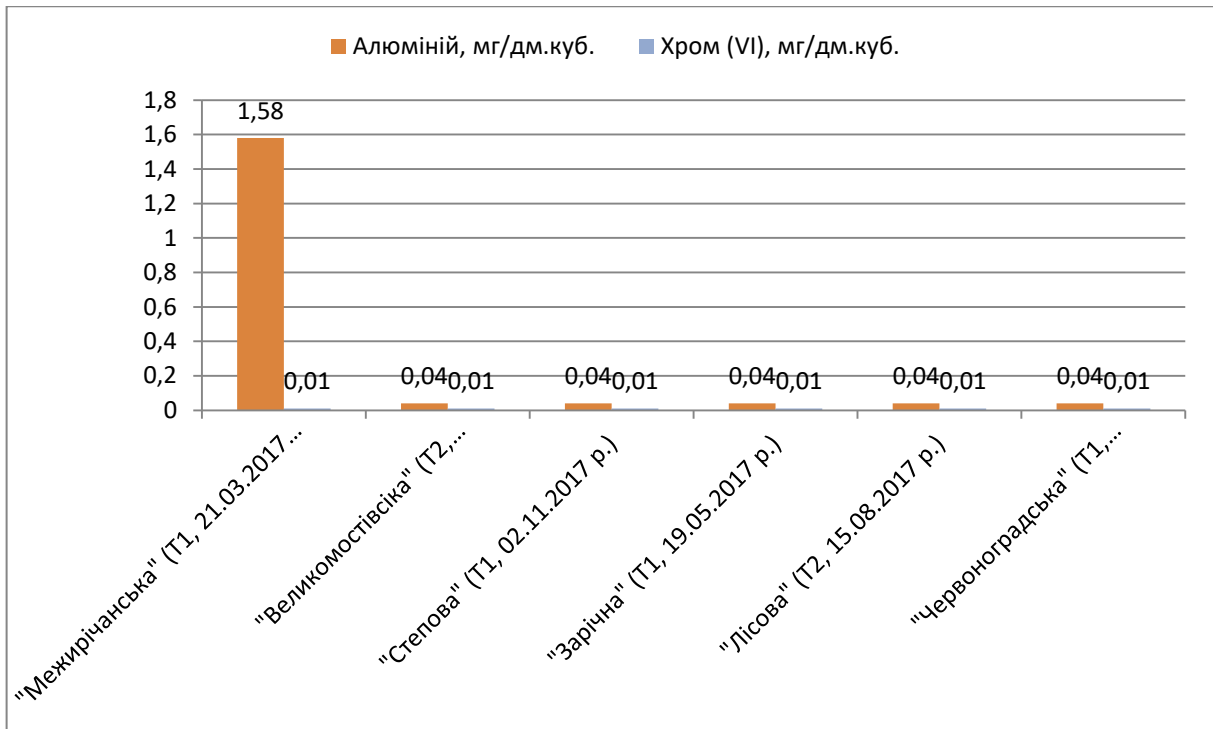
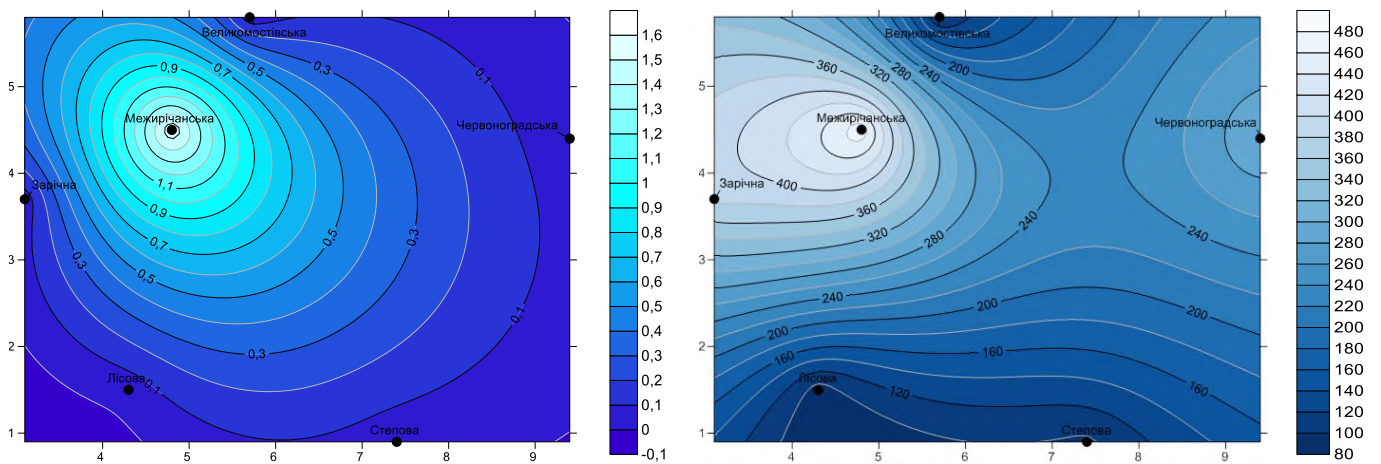


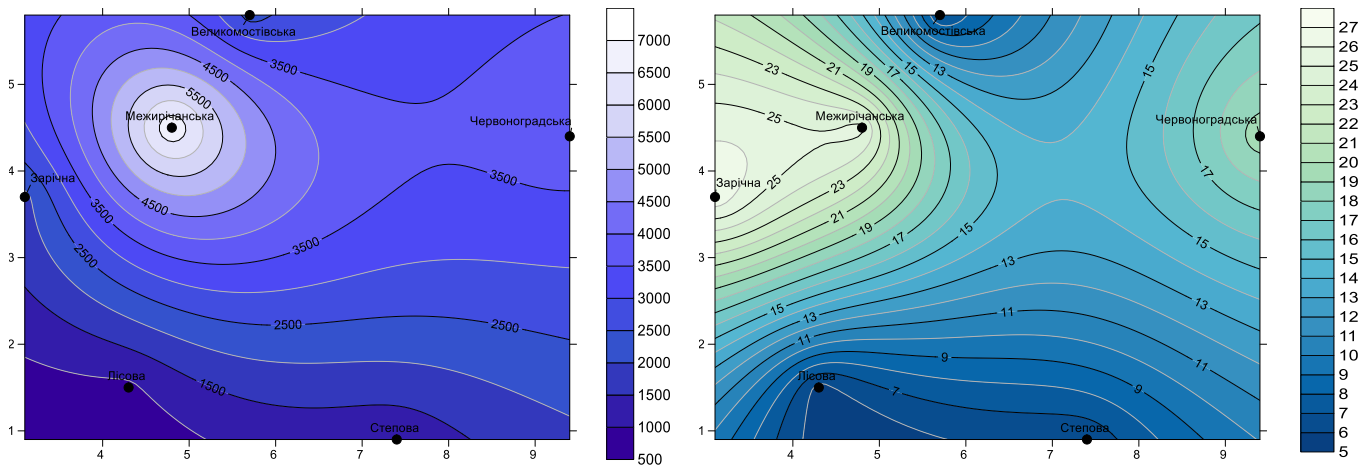
Рисунок 3.51 – Вміст алюмінію та хрому в підтериконових стічних водах

Із огляду на вищенаведені показники вмісту забруднюючих речовин у підтериконових стічних водах, нами здійснено моделювання поширення забруднюючих речовин у ґрунчодобувному регіоні (рис. 3.52).



Просторовий розподіл Al, мг/дм<sup>3</sup>

Просторовий розподіл Ca, мг/дм<sup>3</sup>



Сухий залишок підтериконових стічних вод, мг/дм<sup>3</sup>

Жорсткість підтериконових стічних вод, мг/дм<sup>3</sup>

Рисунок 3.52 – Моделювання поширення забруднювачів підтериконових стічних вод у межах Червоноградського ГПР

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

Моделювання розподілу фтору в підтериконових водах району представлено на рис. 3.53.



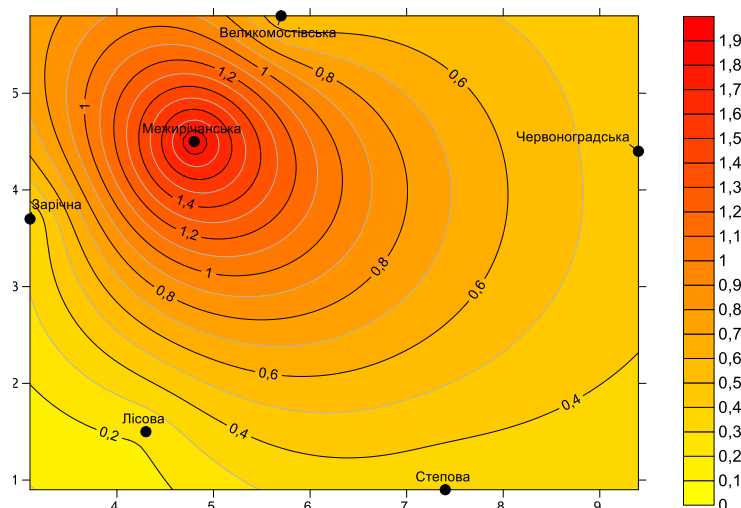


Рисунок 3.53 – Моделювання поширення фтору на території Червоноградського гірничопромислового району

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

Найбільш небезпечним ландшафто-трансформуючим чинником підтерконових вод є потрапляння забруднюючих речовин у ґрунти, поверхневі та підземні води. За допомогою коефіцієнтів кореляції Пірсона отримано взаємозв'язки між показниками забруднення. Встановлені коефіцієнти кореляції високі, позитивні ( $r=0,78-0,99$ ) та свідчать про поширення токсичних компонентів підтерконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону (табл. 3.12).

Таблиця 3.12 – Коефіцієнти кореляції Пірсона між досліджуваними показниками забруднення

$r$	"Межи-річанська"	"Велико-мостівська"	"Степова"	"Зарічна"	"Лісова"	"Червоно-градська"
"Межи-річанська"		0,834812	0,788636	0,961378	0,931892	0,899526
"Велико-мостівська"			0,993223	0,935861	0,975816	0,98975
"Степова"				0,91079	0,953882	0,971051

"Зарічна"					0,988139	0,971812
"Лісова"						0,996146
"Червоно-градська"						

Одним із найбільш екологічно безпечним та економічно доцільним методом нейтралізації токсичних компонентів підтериконових вод є системи біоплато. Системи біоплато широко використовуються у всьому світі для очищення різноманітних стічних вод. Зокрема, у США досить широко використовуються системи очищення шахтних вод на плантаціях очерету. Описані біоплато з очерету для очищення господарсько-побутових стічних вод в Нідерландах [28], Японії [130], Китаю [130], для очищення поверхневого стоку в Норвегії [15], Австралії [57] і в інших країнах. Стійкість очерету до дії великих концентрацій забруднюючих речовин дозволила легко використовувати його також для очищення стічних вод у Великобританії [33].

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

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

підтериконових водах перевищує ГДК лише для шахти «Межирічанська» (у 2 рази).

Встановлені коефіцієнти кореляції високі, позитивні ( $r=0,78-0,99$ ) та свідчать про поширення токсичних компонентів підтериконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону.

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

### **3.9. Біогенна ренатуралізація поверхні породних відвалів**

#### **3.9.1. Життєдіяльність дощових черв'яків на поверхні породних відвалів як чинник їх ренатуралізації**

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

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

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

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

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

Слід зазначити, що у відповідності до методики дослідження вивчення рівня життєдіяльності проводилося на 2-х рівнях – глибині 0-10 см та 10-20 см.

Фонові значення відбиралися на ділянці лучно-болотного ґрунту, який зосереджений за 1,5 км на південь від досліджуваного терикону.

На схилах внаслідок процесів ерозії потужність гумусового горизонту менше, ніжче вміст фосфору і калію, вище гідролітична кислотність, а також низька насиченість ґрунту основами. Важливим фактором середовища є кислотність ґрунту, оптимальне значення для різних типів, що мешкають на сільськогосподарських угіддях близьке до нейтральної [163].

Реакція середовища едафотопів терикону на глибині 10 см на досліджуваних ділянках виявилася слабокислою і кислою. Найбільший показник гумусу виявлено на північній і західній експозиціях схилу (3,36% і 3,27%). У фонових ґрунтах вміст гумусу становив 7,25%. Найвища вологість едафотопу виявлена на ділянці північної експозиції схилу – 86,7%. Найнижча вологість – на південній експозиції (65,4%). Температура субстрату найвищою виявилася на південній ділянці – +8,5°C, а найнижчою на північній ділянці – +6,5°C (рис. 3.54).

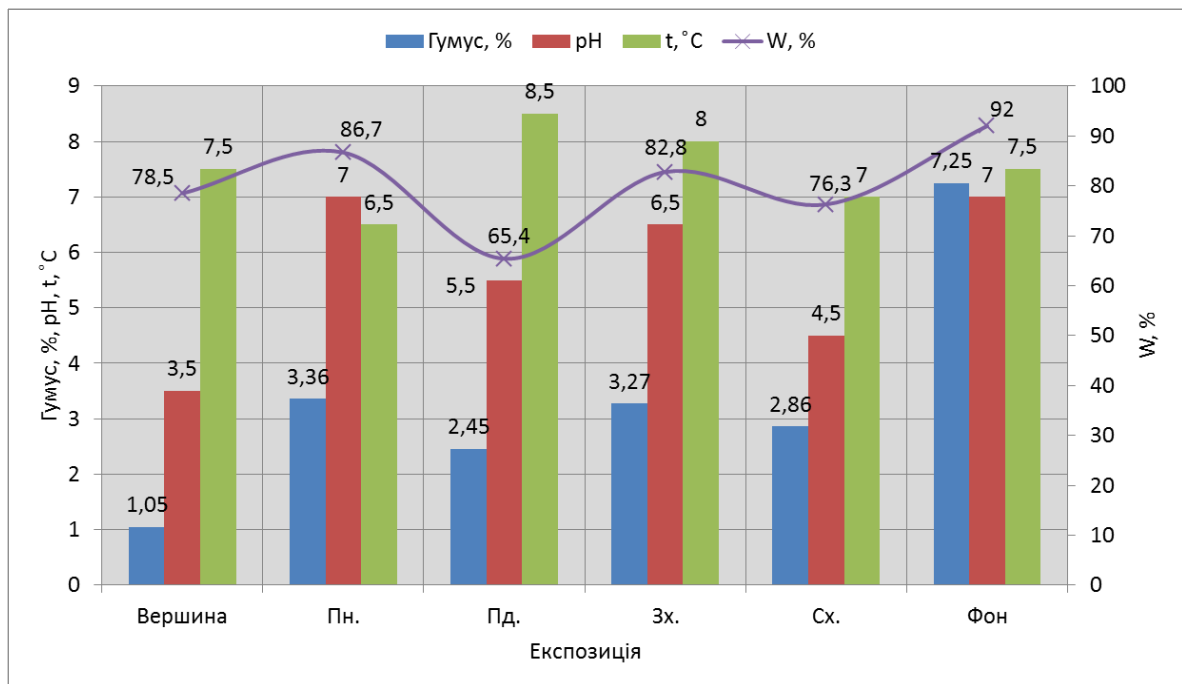


Рисунок 3.54 – Фізико-хімічні властивості едафотопу терикону на глибині 0-10 см

Реакція середовища едафтопів терикону на глибині 20 см на досліджуваних ділянках виявилася кислою. Найбільший показник гумусу виявлено на північній і західній експозиціях схилу (1,15% і 1,1%). У фонових ґрунтах (глибина до 20 см) вміст гумусу становив 7,14%. Найвища вологість едафотопу виявлена на ділянці північної експозиції схилу – 74,8%. Найнижча вологість – на східній експозиції (54,3%). Температура субстрату найвищою виявилася на південній ділянці – +6,5°C, а найнижчою на східній ділянці – +5°C (рис. 3.55).

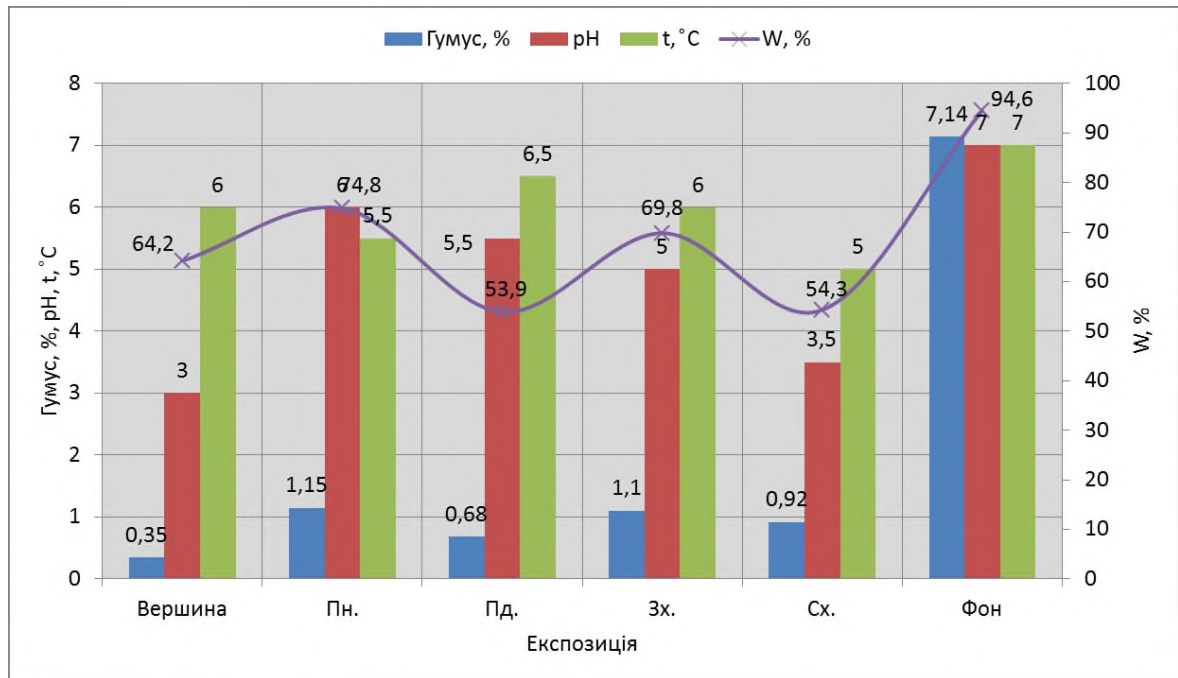


Рисунок 3.55 – Фізико-хімічні властивості едафотопу терикону на глибині 10-20 см

Враховуючи кислу реакцію середовища та невисокі значення температури субстратів колонії дощових черв'яків у едафотопах териконів є незначними. Ці дані підтверджуються наступними показниками. Оскільки, на північних експозиціях схилів зосереджується найбільша кількість вологи та прийнятні температурні режими для життєдіяльності дощових черв'яків, то саме тут спостерігаються їх найбільші колонії: на глибині 10 см - 18 шт. із біомасою 9,6 г/м<sup>2</sup>; на глибині 20 см - 7 шт. із біомасою 4,8 г/м<sup>2</sup>. На південних та східних експозиціях соснини досліджуваного зооценозу не спостерігалось. Причиною такого явища є висушування поверхневого шару субстрату

вітровими масами та сонячною радіацією. На фонових ділянках показники життєдіяльності значно перевищують умови штучних субстратів і становлять: на глибині 10 см - 22 шт. із біомасою 10,7 г/м<sup>2</sup>; на глибині 20 см - 25 шт. із біомасою 12,1 г/м<sup>2</sup> (рис. 3.56, 3.57).

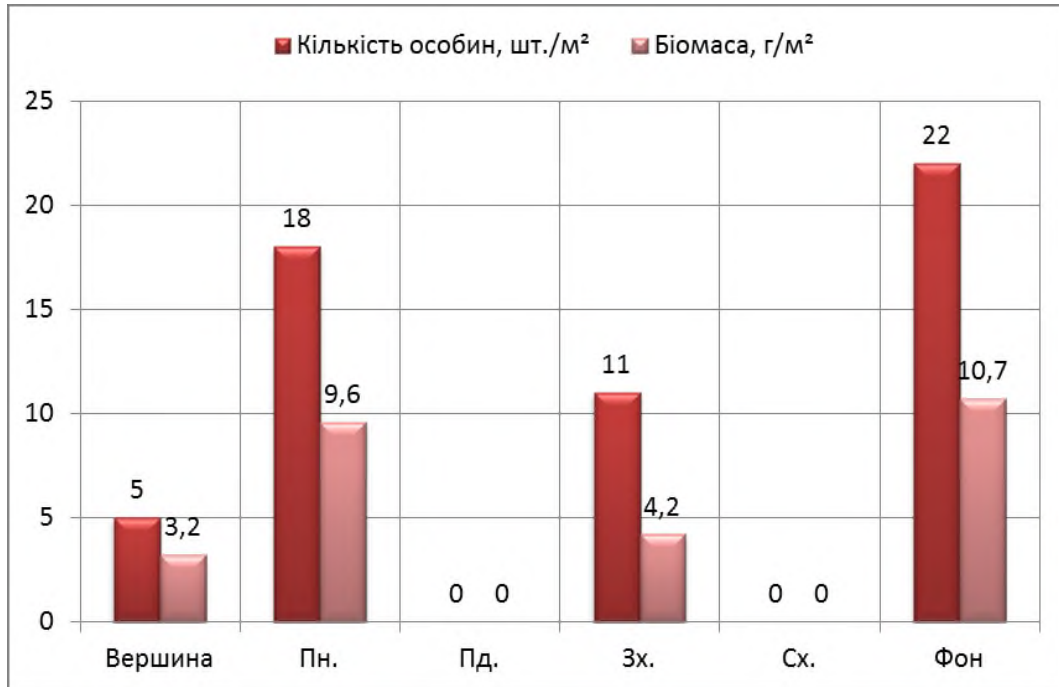


Рисунок 3.56 – Дані про кількість особин дощових черв'яків і їх біомасу на глибині 0-10 см

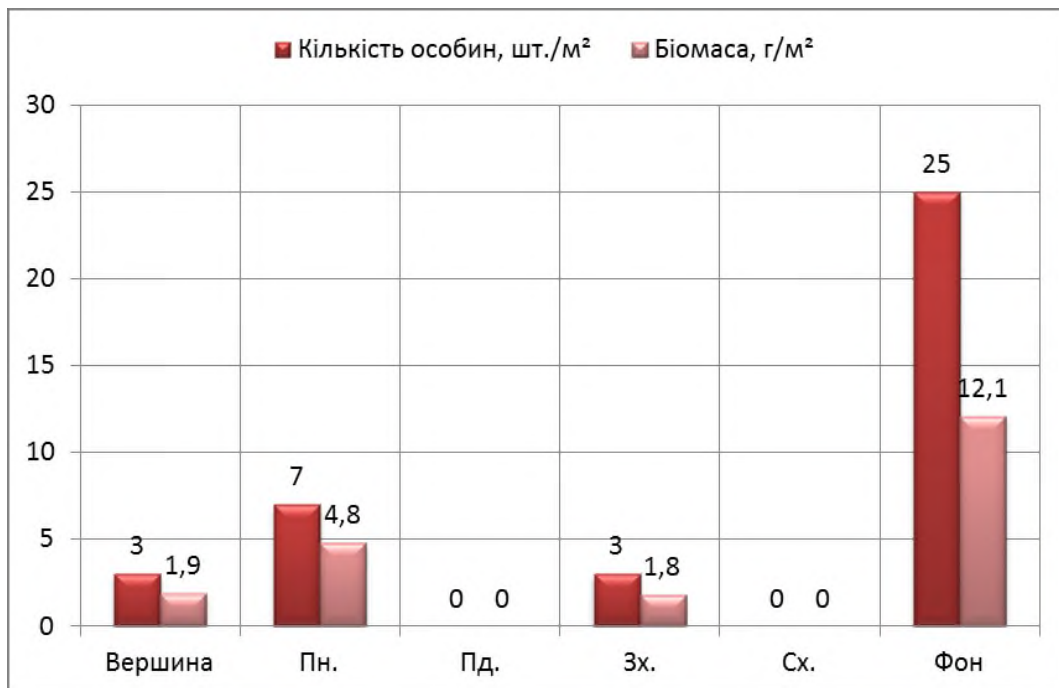


Рисунок 3.57 – Дані про кількість особин дощових черв'яків і їх біомасу на глибині 10-20 см

Отримані дані життєдіяльності та вмісту гумусу в субстраті їх існування дають змогу встановити залежності вмісту гумусу від кількості особин (рис. 3.58).

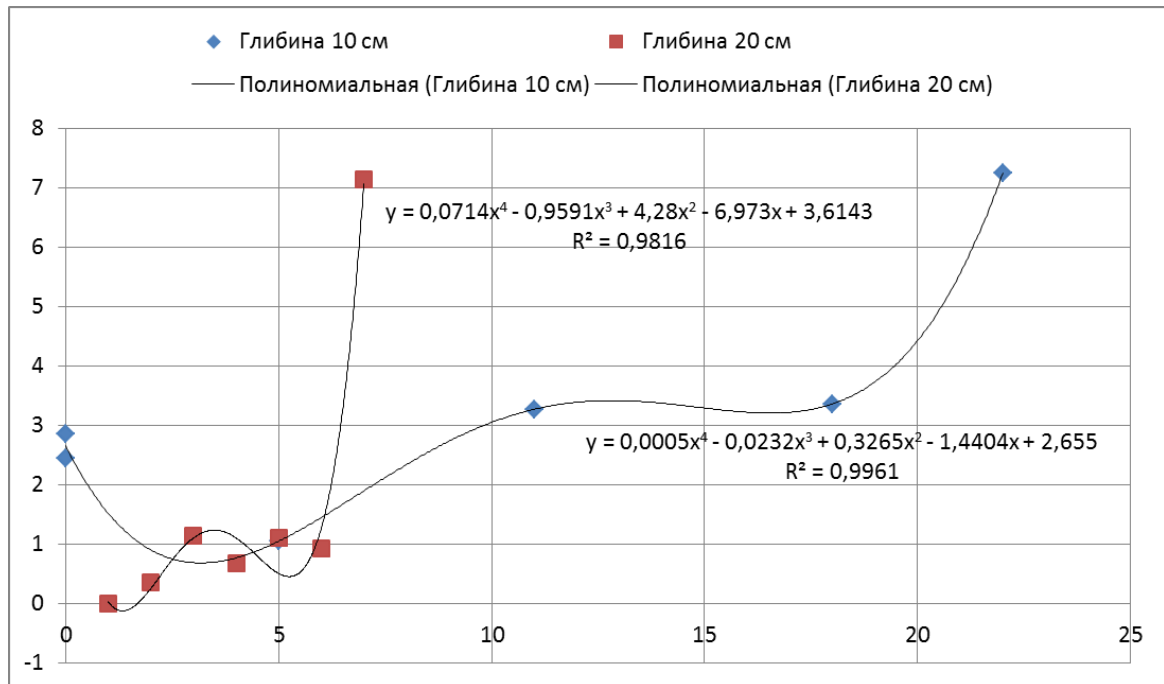


Рисунок 3.58 – Залежність вмісту гумусу в едафотопіях терикону від кількості живих організмів на площі 1 м<sup>2</sup>

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

Таким чином можна констатувати, що технології підземного добування корисних копалин ведуться без селективного поділу гірничих порід при їх складуванні та утворенні штучних родовищ. Здійснюється валове складання без урахування хімічних процесів, що відбуваються всередині та дій довкілля. Форми та технологічні параметри складування відходів вугільних шахт не формуються з врахуванням подальшого використання мінеральної сировини як отримання нових біологічних ресурсів для інших важливих галузей економіки.



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

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

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

### **3.9.2. Фітоіндикація субстрату**

Важливе місце у питанні біоіндикації стану довкілля є використання рослинного матеріалу в якості тест-культур. Особливо це стосується

техногенних едафотопів, які в наслідок тривалого антропогенного впливу зазнали значних структурно-механічних трансформацій.

Вивчення даного параметру, дозволяє провести ґрунтовну оцінку екотоксикологічних властивостей утворених субстратів та спрогнозувати інтенсивність майбутніх запланованих фітомеліоративних процесів [138].

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

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

Лабораторні дослідження проводились в науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності.

В якості досліджуваних рослин вибрано наступні види: хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.), хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.) і гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) [145].

Субстратні зразки для досліджень, відібрано з товщі ґрунту до 10 см з південного (ділянка №1), східного (ділянка №2), північного (ділянка №3), західного (ділянка №4) схилу досліджуваного терикону та вершини (ділянка №5).

Розвиток та енергію проростання посіяного насіння визначили у відповідності із державними стандартами: ДСТУ 4138 – 2002 і ДСТУ –2240-93

[138, 146, 149]. В лабораторних умовах засівали по 10 насінин кожної із тест - рослин у чашки Петрі, покриваючи зразками відібраних субстратів із зазначених дослідних точок закладали та знімали сіянці в один і той самий час.

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

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

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

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

Отримано ряд диференційованих результатів. Перші проростання сіянців *Sinapis alba* L. з'явилися на 3 день. На 10-й день проведення дослідження рослини були вийняті з пророщеного середовища та опрацьовані їх біометричні параметри.

Дослідження здійснювались за трьома напрямками: підрахунок кількості пророслих посіяних у чашки Петрі насінин, аналіз довжин сіянців та аналіз довжин корневих систем. Усі ці показники порівнювались і відповідно визначались субстрати усіх експозицій схилів та вершини за рівнями фітотоксичності (рис. 3.59)



Рисунок 3.59 – Зразки субстратів з засіяними тест – рослинами (фото автора, 2022 р.)

Аналіз кількісного проростання насінин показав на 10-й маркерний день, що досліджувані види родини *Brassicaceae* володіють доволі високою енергією проростання. Отримані результати проілюстровані нижче (рис. 3.60).



Рисунок 3.60. Порівняльні результати проростання насіння досліджуваних тест – рослин

Як видно з даного рисунку є насіння хрiниці широколистої (*Lepidium latifolium* L.) найбільше проросли у субстраті з північного схилу терикону – 9 шт. (ефективність 90%), дещо нижчі показники зафіксовані були у субстраті з вершини – 8 шт. (ефективність 80%). Ефективність проростання у субстраті з східного боку є нижчою вдвічі – 4 шт. (ефективність 40%) і самі нижчі

показники зафіксовані у зразках з південного схилу – 2 шт. (ефективність 20%) і західного – 1 шт. (ефективність 10%).

Показники хрiниці сiйної (*Lepidium sativum* L.) показали теж ряд диференційованих результатiв : пiвнiчний схил – 10 шт. (ефективнiсть 100%), вершина терикону – 8 шт. (ефективнiсть 80%), схiдний схил – 7 шт. (ефективнiсть 70%), пiвденний схил – 2 шт. (ефективнiсть 20%) i захiдний схил – 1 шт. (ефективнiсть 10%).

Подiбна тенденцiя простежувалась при пiдрахунку рiвня проростання гiрчици бiлої (*Sinapis alba* L.): схiдний схил – 8 шт. (ефективнiсть 80%), пiвнiчний схил – 7 шт. (ефективнiсть 70%), вершина терикону – 5 шт. (ефективнiсть 50%), i рiвними були показники субстрату пiвденного – 1 шт. (ефективнiсть 10%) i захiдного схилу – 1 шт. (ефективнiсть 10%).

За даним дiагностичним параметром зафiксований наступний пiдрахунок проростання окремих видiв (у вiдсотках) : хрiниця сiйна (*Lepidium sativum* L.) – 56%, гiрчиця бiла (*Sinapis alba* L.) – 46% i хрiниця широколиста (*Lepidium latifolium* L.) – 44%.

Як бачимо найвищi рiвнi проростання нами виявленi у субстратах з пiвнiчного схилу терикону – 26 шт. (86,7%), на вершинi – 21 шт. (70%) i з схiдного схилу терикону – 20 шт. (66,7%), суттєво нижчi показники зафiксованi у субстратi з пiвденного схилу терикону – 5 шт. (16,7%) i з захiдного схилу – 3 шт. (10%).

Важливим дiагностичним параметром, який напряду пов'язаний iз майбутньою фiтомелiorативною ефективнiстю на девастованих територiях є замiр довжини сiянцiв. Отриманi результати поданi на рис. 3.61.

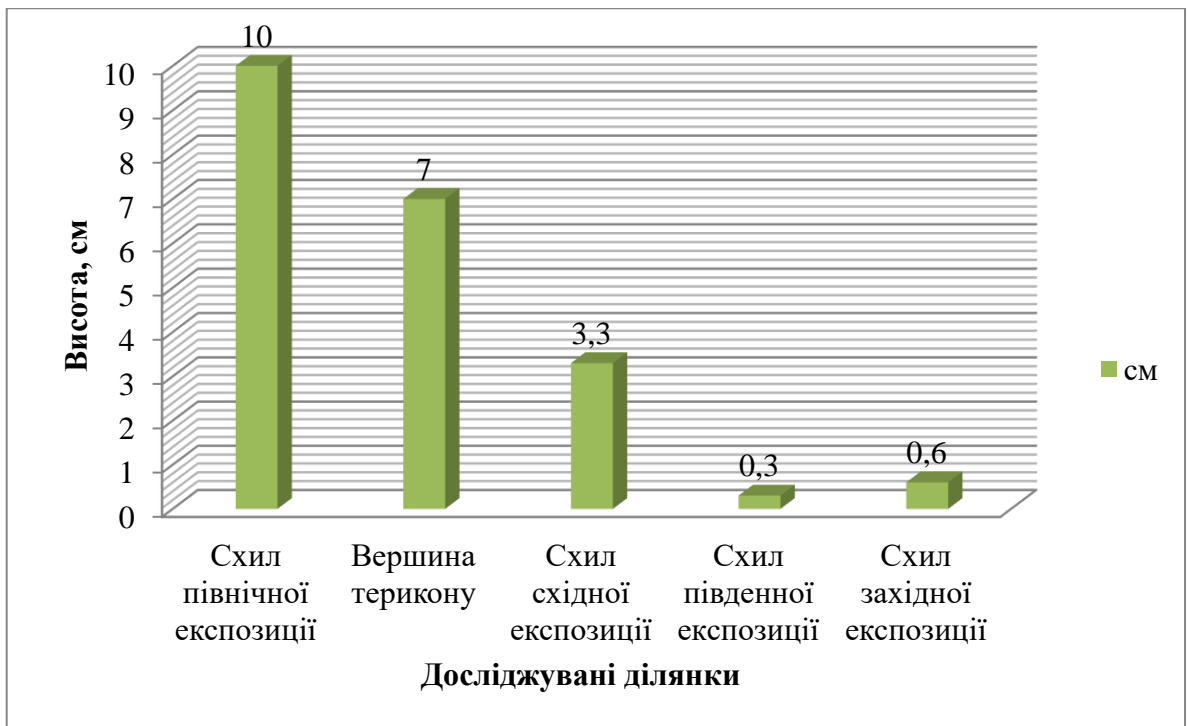


Рисунок 3.61 – Порівняльні результати висот пророслих сіяньців досліджуваних тест – рослин

Ростовий діапазон довжин стебел сіяньців по окремих досліджуваних культурах був наступним:

- хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.): південний схил – (0,2–0,3 (см.)), східний схил – (0,6–1,5 (см.)), північний схил – (1,2–6,1 (см.)), західний схил – 0,6 см. і вершина – (0,8–2,4 (см.)). Максимальна висота сіяньця – 6,1 см.
- хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.): південний схил – (0,2–0,3 (см.)), східний схил – (1,0–3,0 (см.)), північний схил – (3,0–6,0 (см.)), західний схил – 0,2 см. і вершина – (1,0–4,0 (см.)). Максимальна висота сіяньця – 6,0 см.
- гірчиця біла (*Sinapis alba* L.): південний схил – 0,1 (см.), східний схил – (1,0–3,3 (см.)), північний схил – (3,2–10,0 (см.)), західний схил – 0,4 см. і вершина – (0,9–7,0 (см.)). Максимальна висота сіяньця – 10,0 см.

Розподіл за максимальними довжинами сіяньців по окремих схилах досліджуваного терикону був наступним: південний – 0,3 см., східний – 3,3 см., північний – 10,0 см., західний – 0,6 см. і вершина терикону – 7,0 см.

Важливим аспектом майбутнього успішного фітомеліоративного заростання девастованих територій, а разом з тим і укріплення схилів, зменшення енергії впливу водної та вітрової ерозій є формування довгої і розгалуженої кореневої системи. Для хрениці широколистої (*Lepidium latifolium* L.), хрениці сійної (*Lepidium sativum* L.) та гірчиці білої (*Sinapis alba* L.) притаманні стрижневі типи кореневих систем із чітко вираженим головним коренем та численними короткими бічними відгалуженнями.

Проводився аналіз також і по даному біометричному параметру. Замірні наступні довжини кореневих систем. Їх порівняння є наступним (рис. 3.62).

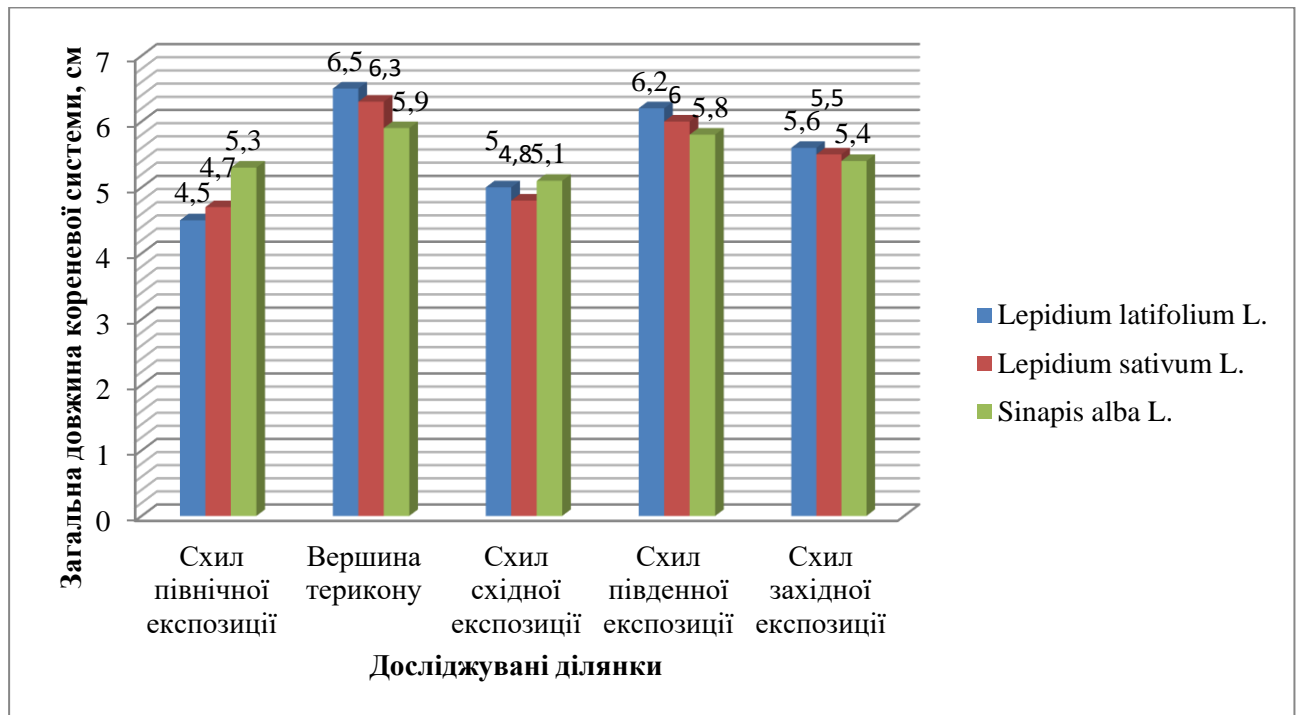


Рисунок 3.62 – Усереднені результати довжин кореневих систем пророслих сіяньців досліджуваних тест – рослин

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

– хрениця широколиста (*Lepidium latifolium* L.): південний схил – 6,2 см., східний схил – 5,0 см., північний схил – 4,5 см., західний схил – 5,6 см. і

вершина – 6,5 см. Максимальна довжина кореневої системи зафіксована в сіянців, котрі проросли у субстраті відібраному на вершині терикону – 6,5 см.

– хріниця сійна (*Lepidium sativum* L.): південний схил – 6,0 см., східний схил – 4,8 см., північний схил – 4,7 см., західний схил – 5,5 см. і вершина – 6,3 см.

Максимальна довжина кореневої системи зафіксована в сіянців, котрі проросли у субстраті відібраному на вершині терикону – 6,3 см.

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

Максимальна довжина кореневої системи зафіксована в сіянців, котрі проросли у субстраті відібраному на вершині терикону – 5,9 см.

Як видно з отриманих даних як правило найбільші довжини кореневих систем притаманна екземплярам, вирощеним у субстратах з вершини та схилів південної експозиції, дещо менші показники у досліджуваних видів, вирощених в субстратах з схилів південної та західної експозицій і найнижчі відповідно у екземплярів вирощених у субстратах з схилів східної експозиції.

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

### **Висновки до Розділу 3**

1. Середня температура на поверхні згасаючого терикону становила +18,8°C. Найнижчими показники були на вершині та біля підніжжя із південного боку +6°C -+8°C. Найбільшими температурними режимами (+33°C - +39°C) характеризувалися ділянки у місцях горіння на південній експозиції схилу. Встановлено, що найвищі показники радіаційного фону притаманні ділянкам, де відбуваються процеси горіння породи (0,32-0,39 мкЗв/год). Дещо



нижчі показники на відвалах, на яких продовжуються насипи (0,18-0,26 мкЗв/год). На рекультивованих териконах показники фону не перевищують допустимі норми (0,12-0,17 мкЗв/год), які встановлені нормами радіаційної безпеки України (0,3 мкЗв/год).

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

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

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

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

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

6. Виявлено умови формування едафотопів породних відвалів, що є важливими для проектування заходів їх гірничотехнічної та біологічної рекультивациі. Так при гірничотехнічній рекультивациі з'являється можливість коригування параметрів родючого шару ґрунту, що наноситься в останню чергу

з урахуванням властивостей вже утвореного едафотопу на поверхні відвалу внаслідок складних фізико-хімічних перетворень. На стадії біологічної рекультивації для вибору штучних лісових насаджень увагу слід звертати на певні види деревно-чагарникової рослинності, що адаптувалися до едафотопів породного відвалу та мають високу відновлювальну здатність.

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

Результати досліджень відображені у публікаціях [83, 87, 88, 89, 91, 92, 93, 94, 106, 137, 187, 190, 193].

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

### **4.1. Оцінка ступенів ризику породних відвалів ліквідованих шахт**

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

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

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

Розроблено методологію забезпечення пожежної безпеки для відкритих складів виробничих об'єктів з урахуванням пожежного ризику для уникнення важких наслідків від пожежі для працюючих складу [147]. Запропонований комплекс протипожежних засобів і систем забезпечує допустимий пожежний

ризик для об'єкта захисту упродовж 10 років їх експлуатації. Розроблені залежності для визначення складових пожежного ризику базувалися на основних положеннях теорії надійності і показали високу надійність та адекватність дійсним значенням, які розглядалися в прикладі [147].

На прикладі шахт Торезько-Сніжнянського вуглепромислового району Донбасу розроблено алгоритм оцінки екологічних ризиків, який ґрунтується на порівняльному аналізі виробничих та екологічних показників вугільних підприємств [203]. Методика аналізу ієрархій факторів впливу на геологічне середовище у вуглевидобувних регіонах формувалася на базі застосування нових логічних інструментів управління – матриць пріоритетів для попарних порівнянь чинників екологічного ризику для довкілля, визначених на основі показників техногенного навантаження і експертних оцінок, а також попарних порівнянь чинників екологічного ризику для здоров'я населення, визначених на основі експертних оцінок [203].

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

проводиться вимір температури на глибині до 2,5 м. На недіючих відвалах, що горять, виміри температури проводяться один раз на рік (серпень, жовтень) на глибині 0,5 м від поверхні [176].

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

До критеріїв, за якими оцінюється ступінь ризику від провадження господарської діяльності у сфері техногенної та пожежної безпеки, належать: вид об'єкта (приміщення, будівля, споруда, будинок, територія); площа об'єкта; максимальна розрахункова (проектна) кількість людей, які постійно або періодично перебувають на об'єкті; умовна висота об'єкта (висота, яка визначається різницею позначок найнижчого рівня проїзду (установлення) пожежних автодрабин (пожежних автопідйомників) і підлоги верхнього поверху без урахування верхніх технічних поверхів, якщо на технічних поверхах розміщено лише інженерні обладнання та комунікації будинку); наявність та масштаб небезпечних подій, надзвичайних ситуацій, які сталися на об'єкті протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду; клас наслідків (відповідальності) під час будівництва об'єкта; кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з

експлуатацією або під час будівництва об'єкта та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду (рис. 4.2).

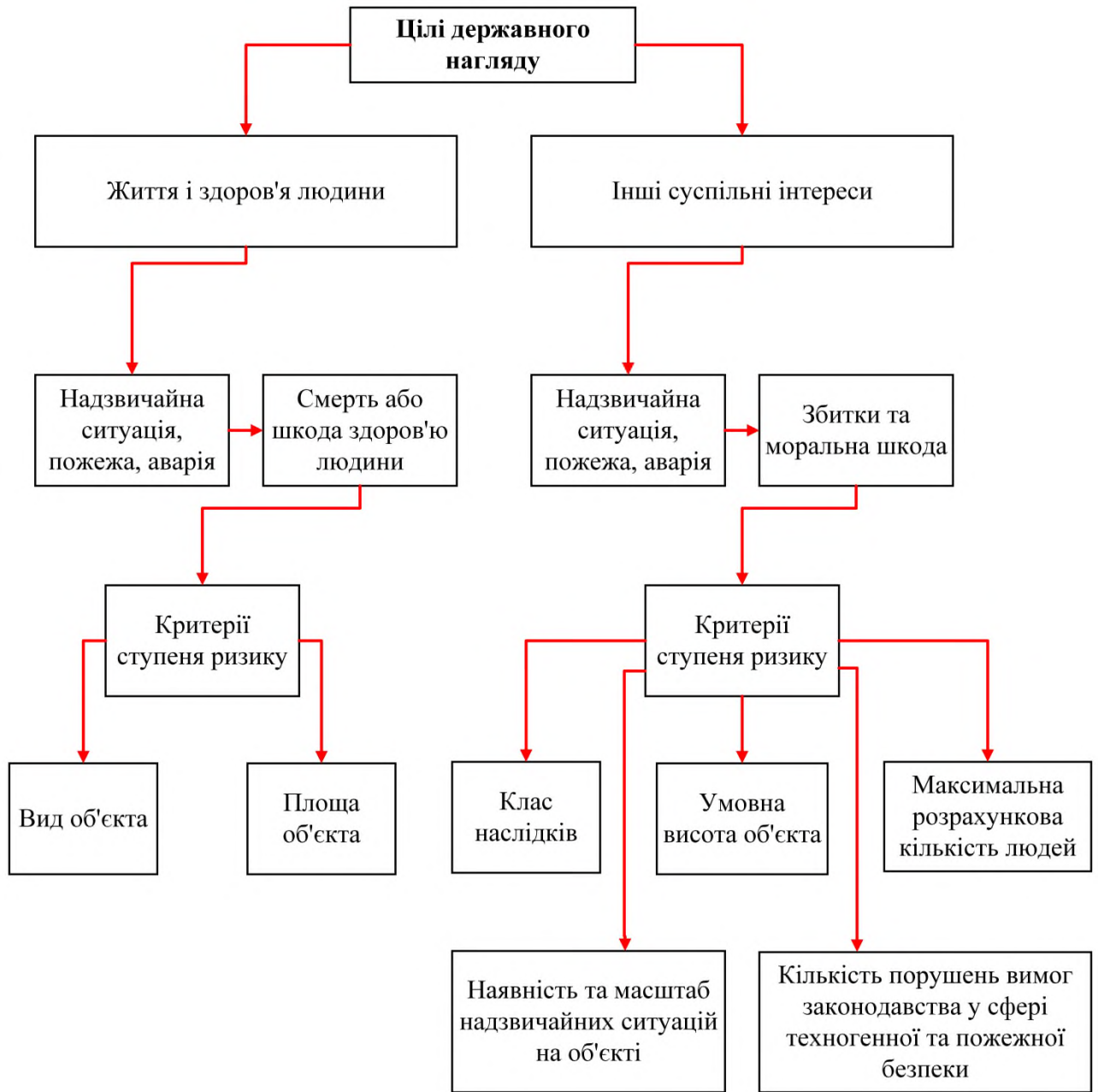


Рисунок 4.1 – Алгоритм вивчення ступенів ризику

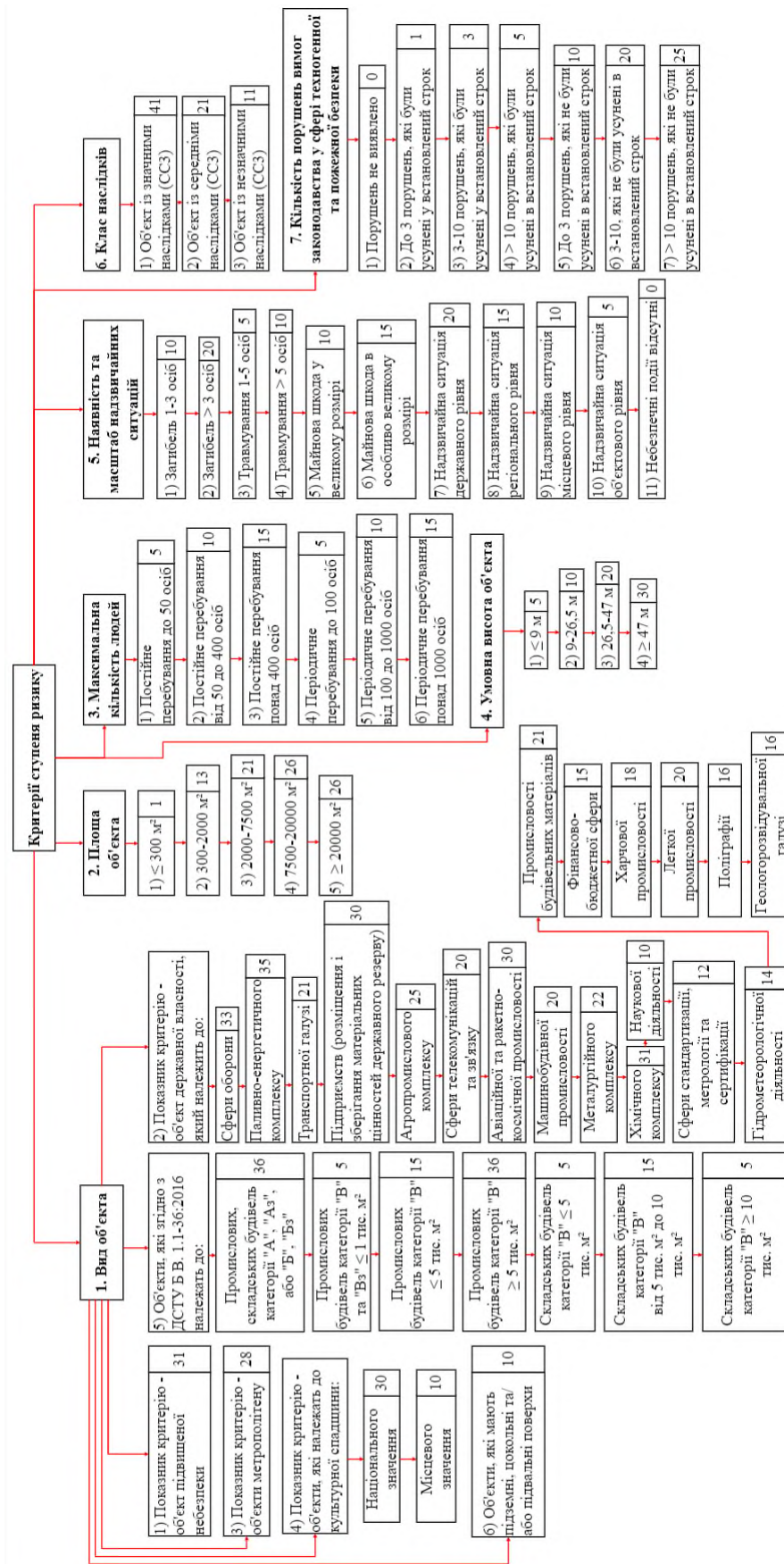


Рисунок 4.2 – Критерії ступеня ризику від провадження господарської діяльності у сфері техногенної та пожежної безпеки



Що стосується оцінки ступеня ризику для породного відвалу вугільної шахти, то тут необхідно врахувати всі небезпечні події, які можуть виникнути – надзвичайна ситуація, пожежа, аварія. Розрахунок ризику слід здійснювати за цілями збереження життя і здоров'я людей, а також забезпечення іншими суспільними інтересами (естетика довкілля, культурний ландшафт, екологічна безпека тощо). Розрахунок ризику з метою збереження життя і здоров'я людей враховує 2 критерії – вид об'єкту (території) та площу. Розрахунок ризику з метою забезпечення іншими суспільними інтересами враховує 5 критеріїв – максимальна розрахункова (проектна) кількість людей, які постійно або періодично перебувають на об'єкті; умовна висота об'єкта (висота, яка визначається різницею позначок найнижчого рівня проїзду (встановлення) пожежних автодрабин (пожежних автопідйомників); наявність та масштаб небезпечних подій, надзвичайних ситуацій, які сталися на об'єкті протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду; клас наслідків (відповідальності) під час будівництва об'єкта (відповідно до Закону України “Про регулювання містобудівної діяльності”); кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з експлуатацією або під час будівництва об'єкта, та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду.

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

Щодо показників критеріїв, то для породних відвалів вугільних шахт дійсними є: належність до паливно енергетичного комплексу (35 балів); площа породного відвалу понад 20 тис. м<sup>2</sup> (31 бал); перебування до 50 осіб на породному відвалі (5 балів); висота породного відвалу понад 47 м (30 балів);

відсутність небезпечних подій (надзвичайних ситуацій) (0 балів); вважається, що об'єкт збудований (не поширюється клас наслідків); кількість порушень вимог законодавства у сфері техногенної та пожежної безпеки, пов'язаних з експлуатацією або під час будівництва об'єкта, та виявлених протягом останніх п'яти років, що передують плановому періоду – до 3-х, які не були усунені у встановлений строк (10 балів).

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

#### **4.2. Природна фітомеліорація породних відвалів ліквідованих шахт**

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



а)



б)



в)

г)

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

На досліджуваній ділянці №1 трав'яний покрив представлений: тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.). Дерев – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) 7-8 (9) м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 1-2 м (вище по схилу 6-7 м), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 3-6 м. Поодинокі зростають – шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), глід одноматочковий (*Crataegus monogyna* Jacq.) – 3-5 м, дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 2-4 м, верба козяча (*Salix caprea* L.) – 2-5 м. Проективне вкриття наземного трав'яного покриву становить 65% дерев – 55-60%.

На досліджуваній ділянці №2 трав'яне вкриття мозаїчне, поодинокі, обумовлене значною крутизною схилу (40-45°) і поверхневими водними змивами. Зустрічається тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.). Дерев – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 0,5-2 (3) м (внизу схилу 5-8 м), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 0,5-1 (2) м (біля підніжжя схилу до 5-6 м). Проективне вкриття трав'яного покриву – 30-35%, дерев – 30%.

На досліджуваній ділянці №3 присутні численні місця водних ерозійних виходів (шириною 1-1,5 м, глибиною 0,5-1,0 м), дефляції (вітрової ерозії), виявлені місця загорання, зливу паливно-мастильних матеріалів, побутових

відходів. Підвищена щільність ґрунтового покриву, і як наслідок, практично повна відсутність надґрунтового трав'яного вкриття. Субстрат насипний. Трав'яне вкриття – поодинокі групи тонконогу вузьколистого (*Poa angustifolia* L.). Деревя – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 2-5 (6) м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 1-2 м (3) м. Проективне вкриття: трав'яне – 10-15%, дерева – 20-30%.

На досліджуваній ділянці №4 в окремих місцях присутні сліди підмиву ґрунту та оголення кореневих систем дерев (небезпека падіння дерев). Рослинний покрив – сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 10-12 (13) м, присутній значний шар лісової підстилки і мохове надґрунтове вкриття (індикатор зволжених умов середовища), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 9-10 м, береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 8-9 м, робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 5-7 м, рокитник віниковий (*Cytisus scoparius* (L.) Link.) Проективне вкриття: трави – 45-50%, дерева – 60%.

Досліджувана ділянка №5 – вершина терикону, є переважно рівнинного типу із невеликими горбистими ділянками та незначними пониженнями рельєфу. Трав'яне вкриття – тонконіг вузьколистий (*Poa angustifolia* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), люпин вузьколистий (*Lupinus angustifolius* L.). Деревя – береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 4-9 м, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 0,5-2 (5) м, верба козяча (*Salix caprea* L.) 3-6 м, обліпіха звичайна (*Hippophae rhamnoides* L.) – 3-6 (7) м, робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.) – 5-6 м, дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 3-5 м. Присутня значна кількість природного самосіву і сухостою.

Досліджувана ділянка №6 – контроль, розташована на віддалі 3 км від терикону у лісовій зоні із практично відсутнім антропогенним впливом (присутні стихійні лісові дороги). Деревя – сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – 7-10 (11) м., значна лісова підстилка. Проективне вкриття: дерева – 60%.

Проведені польові дослідження на досліджуваній ділянці №3, яка розташована на підвищенні пн.-зх. схилу, засвідчили про складні природні

умови. На терасованому схилі присутні численні місця водно-ерозійних виходів, окремі з яких мають ширину до 1-1,5 м, а глибину в межах від 0,5 до 1,0 м, дефляції, виявлені місця спорадичного загорання та зливу паливно-мастильних матеріалів. Субстрат насипний, в основному сформований із насипної відпрацьованої вугільної породи. Складні умови зумовили підвищену щільність ґрунтового покриву, низьку інтенсивність процесів аерації у поверхневих горизонтах техноземного субстрату, утруднення обміну вологи та поживних мінеральних речовин. Наслідком є практично повна відсутність надґрунтового трав'яного вкриття. У складі наявного деревного матеріалу присутнє природне поновлення берези повислої (*Betula pendula* Roth.) висотою від 2 до 5 м (окремі екземпляри до 6 м), сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) – 1-2 ( до 3) м. Трав'яне вкриття сформоване поодинокими групами тонконогу вузьколистого (*Poa angustifolia* L.), який належить до родини злакові (*Poaceae* Vamhart.). Аналіз закладених пробних площ засвідчив наступне проективне вкриття: трав'яний покрив – 10-15%, дерева – 20-30%.

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

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

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

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

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

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



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

Виходячи із рекомендацій Х. Пойкера, фітомеліоративний процес розвитку рослинного покриву на териконах проходить у наступні етапи:

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

Використовуваний рослинний матеріал повинен відповідати ряду вимог:

- 1) невисока вимога до едафічних умов: можливість задовольняти ріст навіть на відносно бідному на мінеральне живлення субстраті.
- 2) швидкий ріст на початковій стадії розвитку надземних органів і розвиток кореневої системи.
- 3) стійкість до впливу високих температур і вітрових потоків [36, 161, 186].

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

вертикальний і горизонтальний градієнти, трансформуватиметься ґрунтова поверхня та змінюватимуться її механічні властивості [144].

На досліджуваній ділянці рекомендуємо провести рекультивацію, яка складатиметься із кількох етапів: гірничотехнічного в рамках якого реалізується формування поверхні, буде проведене терасування і нанесення на сплановану поверхню шару родючого ґрунту та біологічного, під час якого у відповідності до проекту буде створено кількох ярусний рослинний покрив. Виходячи із цього, що поверхня досліджуваного терикону класифікується як фітотоксична та умовно непридатна для росту рослинності, обов'язковим є створення екрануючого захисного шару гірських порід, що перекриватиме доступ фітотоксичних сполук і солей із нижніх горизонтів у верхні, а також зменшуватиме температуру ґрунтової товщі. Потужність екрануючого шару залежить від гранулометричного складу породи матиме потужність в діапазоні від 0,5 до 1,5 м і складатиметься із суміші щебеню і суглинків. Поверх необхідно нанести родючий шар ґрунту потужністю 1,0 м [141].

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

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

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

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

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



У запропонованому фітомеліоративному процесі простежуються сукцесійні зміни рослинного покриву, збільшення площі проективного вкриття.

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

Д – Ч – Д – Ч – Д – Ч...

Ч – Д – Ч – Д – Ч – Д...

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

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



Рисунок 4.5 – Поточний стан до початку фітомеліоративного процесу

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

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



Рисунок 4.6 – Проективне рослинне вкриття девастрованого схилу на 3-й рік фітомеліоративного процесу

На п'ятому році фітомеліоративного процесу проявляться ознаки етапу розвитку авангардних видів деревно-чагарникової рослинності, на якому невимогливі до ґрунтово - кліматичних умов, переважаючих вітрових потоків,

види чагарників та дерев створюють необхідні передумови для подальшого розвитку фітогенних полів, зелені площі набувають значних розмірів практично на усій площі присутнє змикання трав'янистого покриву. Досліджувана ділянка входить у стадію вторинної сукцесії. Ділянки на схилі укріплюються і до мінімуму практично зводиться вплив водної та вітрової ерозії. Склад насаджень урізноманітнюється, додаються численні чагарникові види, які теж формують свої фітогенні поля, появляються місця затінення поверхні і відбувається формування в певних місцях другого ярусу рослинного вкриття. Серед чагарникових порід присутні види *Frangula alnus* Mill. і *Amorpha fruticosa* L. Насадження збагачується на біогрупи ряду деревних видів, зокрема *Betula pendula* Roth. і *Pinus sylvestris* L. Рослинний покрив перетворюється на груповий, наслідком чого є конкуренція за простір заростання, вологість та поживні мінеральні ресурси. Ґрунт в свою чергу, завдяки рослинному покриву суттєво структурується. Проективне вкриття рослинного покриву збільшується до 55-60% (рис. 4.7).



Рисунок 4.7 – Проективне рослинне вкриття девастрованого схилу на 5-й рік фітомеліоративного процесу

З 7-8 року настає етап розвитку деревної рослинності. Склад насаджень збагачується на більш вибагливі види дерев і чагарників, які

формують стійкі багатоярусні фітоценози. Додається чагарниковий вид *Sambucus nigra* L. та деревні види *Populus tremula* L., *Robinia pseudoacacia* L. і *Quercus robur* L. Простежується формування стійкого трьохярусного насадження за участю трав'янистих, чагарникових і деревних видів. інтенсифікується конкуренція за простір заростання, вологість та поживні мінеральні ресурси (рис. 4.8).



Рисунок 4.8 – Проективне рослинне вкриття девастрованого схилу на 10-й рік фітомеліоративного процесу

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

#### 4.4. Фітомеліоративна ефективність проективного вкриття

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

Таблиця 4.1 – Сукцесії рослинного покриву досліджуваного терикону

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

Розрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності здійснили для усіх періодів протікання фітомеліоративного процесу. Загальна площа досліджуваної ділянки становить 280 м<sup>2</sup>.

На первинному етапі, який передуює фітомеліоративним заходам, досліджувана ділянка представлена переважно рудероценозами – 15% (42 м<sup>2</sup>) та поодинокими групами пратоценозів – 5% (14 м<sup>2</sup>). Формула (4.1) набуває наступний вигляд:

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

Період 3-го року фітомеліоративних заходів характеризується наявністю наступних груп рослинного матеріалу: рудероценози – 30% (84 м<sup>2</sup>) і пратоценози – 10% (28 м<sup>2</sup>), але уже з помітно більшим проективним вкриттям досліджуваної території. Формула (4.1) набуває наступний вигляд:

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

Період 5-го року фітомеліоративного процесу, характеризується наявністю рудероценозів – 15% (42 м<sup>2</sup>), пратоценозів – 20% (56 м<sup>2</sup>), фрутоценозів – 15% (42 м<sup>2</sup>) і одноярусних сільваценозів – 10% (28 м<sup>2</sup>). Формула (4.1) набуває наступний вигляд:

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

Період 7-8-го років фітомеліоративного процесу характеризується наявністю наступного рослинного матеріалу: рудероценози – 10% (28 м<sup>2</sup>), пратоценози – 15% (42 м<sup>2</sup>), фрутоценози – 20% (56 м<sup>2</sup>) та двоярусні сільваценози – 35% (98 м<sup>2</sup>). Формула (4.1) набуває наступний вигляд:

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

Для повноти підрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності, важливу роль відіграє показник *b*, який враховує в балах комплексність ефективного впливу конкретного рослинного ценозу. Сюди включаються наступні показники: сезонна фітомаса, рівень киснепродукування, фільтрувальні властивості, які обумовлені габітусом і типом вегетуючого покриття, вплив на мікроклімат, шумопоглинання і оптичний вплив. Середні значення балів (*b*) зеленої маси подані в таблиці 4.2.

Таблиця 4.2 – Середні значення балів (*b*) зеленої маси (за В. П. Кучерявим, 2003)

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

В результаті розрахунків коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності отримані наступні дані.

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

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

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

На етапі 7-8-го року фітомеліоративного процесу, при якому формується стійкий, багатовидовий і кількох ярусний рослинний фітоценоз, відбувається витіснення ряду світлолюбних видів (геліофітів), через формування ярусного намету крон, а “звільнену” нішу біотопу займають тіневитривалі і тінелюбні види, значення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності зростає у 2,5 рази і становить  $K_{FM} = 4,485$ .

Дослідивши природні фітомеліоративні процеси на поверхні породного відвалу встановлено, що на початковому етапі сингенетична стадія характеризується проєктивним вкриттям 35-40% та супроводжується

піонерними видами – *Tussilago farfara* L. + *Trifolium repens* L. + *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L. + *Chenopodium album* L.+ *Poa pratensis* L. Початкова ендоекогенетична сукцесія характеризується проективним вкриттям 55-60% та супроводжується розвитком видів – *Tussilago farfara* L. + *Trifolium repens* L. + *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L. + *Chenopodium album* L. + *Poa pratensis* L. + *Frangula alnus* Mill. + *Sambucus nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *Betula pendula* Roth. + *Pinus sylvestris* L. Зріла ендоекогенетична сукцесія характеризується проективним вкриттям 55-60% та супроводжується розвитком видів – *Carex pilosa* Scop. + *Artemisia vulgaris* L.+ *Chenopodium album* L. + *Poa pratensis* L. + *Frangula alnus* Mill. + *Sambucus nigra* L. + *Amorpha fruticosa* L. + *Betula pendula* Roth. + *Populus tremula* L. + *Robinia pseudoacacia* L. + *Pinus sylvestris* L. + *Quercus robur* L.

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

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

#### **Висновки до Розділу 4**

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



2. Породні відвали вугільних шахт спричиняють значне техногенне навантаження на довкілля через ландшафто-трансформуючі, хімічні, фізичні чинники. У роботі досліджено фізико-хімічні, екологічні та фітоценотичні властивості породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового району, який відноситься до Львівсько-Волинського вугільного басейну (Україна).
3. Відкритість простору, активізація ерозійних процесів, свідчать про необхідність проведення поетапного фітомеліоративного процесу із залученням деревно-чагарникового матеріалу та трав'яного вкриття. При проведенні технічного етапу рекультивації необхідно врахувати ряд особливостей: відновлення ґрунту технічним способом, здійснюється через покриття відвалу шаром субстратного матеріалу з перемішуванням із породою; відновлення ґрунту агротехнічними прийомами із введенням впродовж двох перших років бобових рослин як сидератів, які збагачують ґрунт необхідним для росту і розвитку азотом; заліснення із використанням комплексу добрив (або без них).
4. На породних відвалах вугільних шахт досліджуваного регіону виявлено 49 видів рослинності, які виникли в процесі природного заростання та які належать до 23 родин.
5. Виходячи із проведених розрахунків зміни динаміки коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності на різних етапах фітомеліоративного процесу ( $KFM=0,155-4,485$ ), доцільним є проведення рекультиваційних і фітомеліоративних робіт на поверхні породних відвалів.

Результати досліджень відображені у публікаціях [90, 192].

## ВИСНОВКИ

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

1. Встановлено, що природно-технічна геосистема ліквідованих шахт складається із трьох взаємопов'язаних складових – підсистема природних об'єктів, підсистема штучних об'єктів, людська діяльність. Підсистема штучних об'єктів спричиняє значне техногенне навантаження на підсистему природних об'єктів шляхом надходження забруднюючих речовин у ґрунти, підземні та поверхневі водойми, повітря, біоту.
2. Встановлено, що найвищі показники радіаційного фону притаманні ділянкам, де відбуваються процеси горіння породи (0,32-0,39 мкЗв/год). Дещо нижчі показники на відвалах, на яких продовжуються насипи (0,18-0,26 мкЗв/год). На рекультивованих териконах показники фону не перевищують допустимі норми (0,12-0,17 мкЗв/год), які встановлені Нормами радіаційної безпеки України.
3. Температура на поверхні згасаючих породних відвалах має взаємовплив із вологістю на глибині 5 см ( $K=-0,58542$ ), 30 см ( $K=-0,75665$ ), 50 см ( $K=-0,78303$ ) і не залежить від радіаційного фону ( $K=0,368116$ ). При підвищенні температури породи, її вологість знижується та навпаки – при високій вологості температура породи знижується. Високі позитивні коефіцієнти кореляції зафіксовані для значень вологості породи на різній глибині ( $K=0,754308-0,9652$ ).

4. Встановлено, що найбільші частки вуглевісних фракцій, виявлені у породі відвалів шахт «Візейська», «Червоноградська та «Степова» (14,72%, 16,74%, 16,9 відповідно), впливають на здатність породи до самозаймання. Найнижчі частки вуглевісних фракцій виявлені у породі відвалів шахт «Зарічна» та «Лісова» (2,51% та 2,52%).
5. Показники вмісту в відвальній породі важких металів, у порівнянні із фоновими значеннями (досліджувана ділянка №6), перевищують за окремими елементами в десятки разів. Встановлено, що найбільш забрудненою важкими металами є досліджувана ділянка №4 у горизонті 0-15 см, яка зосереджена із східного боку біля підніжжя породного відвалу. Показники вмісту важких металів на фонівій ділянці, яка зосереджена в радіусі 3 км від породного відвалу, є найнижчими у горизонті 0-15 см.
6. Розподіл важких металів у породі, за непараметричним коефіцієнтом Спірмена ( $r_s$ ), виявив середній кореляційний взаємозв'язок між Ni та Mn ( $r_s=0,46$ ), Zn та Mn ( $r_s=0,52$ ), Zn та Ni ( $r_s=0,58$ ), Cu та Zn ( $r_s=0,49$ ), що є свідченням хаотичності відсипання породи і ймовірного впливу на концентрацію важких металів опадів, рН субстрату, мікроклімату, як це описано у наукових працях інших дослідників. Найвищий рівень кореляції зафіксовано в парі Ni та Cu ( $r_s=0,69$ ). Вивчення вмісту важких металів у породі відвалів вугільних шахт є важливими з точки зору підбору асортименту рослинності для проведення штучної фітомеліорації.
7. Подібність хімічних елементів щодо їх розподілу на відвалах шахти дозволила виділити 6 їх асоціацій, головними з яких є I (Mg, Ca, S) і II (Al, Fe, K, Si). Для багатовимірної ординації екотопів шахти "Надія" за концентрацією хімічних елементів характерна наявність впорядкованої структури. Аналіз залежності між концентраціями хімічних елементів вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма змінними. Найслабший зв'язок щодо концентрації хімічних елементів демонструє Si, для якого середнє значення коефіцієнта кореляції становить 0,36, а також Ca (середнє значення  $r=0,43$ ).

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

9. У підтериконових стічних водах вміст заліза загального перевищує граничнодопустимі концентрації у шахтах «Межирічанська» (у 4,88 рази) та «Лісова» (у рази 5,6 рази). Вміст сульфатів у підтериконових водах перевищує ГДК для шахт «Межирічанська» (у 12,6 рази), «Зарічна» (у 2,16 рази), «Лісова» (у 3,25 рази), «Червоноградська» (у 2,5 рази). Перевищення ГДК для хлоридів зосереджене у підтериконових водах шахт «Великомостівська» (у 1,32 рази), «Лісова» (у 1,33 рази), «Червоноградська» (у 1,25 рази). Вміст фтору у підтериконових водах перевищує ГДК для шахти «Межирічанська» у 2 рази. Вміст хрому не перевищував  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  у всіх пробах. Вміст алюмінію становив  $0,04 \text{ мг/дм}^3$  для всіх досліджуваних стічних вод, окрім вод породних відвалів шахти «Межирічанська», де його показники сягнули  $1,58 \text{ мг/дм}^3$ . За допомогою коефіцієнтів кореляції Пірсона отримано взаємозв'язки між показниками забруднення у підтериконовій стічній воді. Встановлені коефіцієнти кореляції ( $r=0,78-0,99$ ) свідчать про поширення токсичних компонентів підтериконових вод на всю територію вуглевидобувного регіону.

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

## ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. Польові дослідження породних відвалів вугільних шахт необхідно здійснювати в складі групи експедиції з дотриманням вимог охорони праці. Перед початком польових досліджень, за можливості, повідомити адміністрацію та охорону об'єкту щодо намірів перебування на породних відвалах.
2. Слід уникати зон із підвищеними температурами відвальної породи, якщо це відбулося – негайно покинути досліджувану ділянку.
3. В рамках біологічного етапу рекультивації (природної та штучної фітомеліорації) рекомендуємо використовувати видовий склад: деревні породи – береза повисла (*Betula pendula* Roth.), осика (*Populus tremula* L.), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.); чагарникові види – крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.), аморфа кушова (*Amorpha fruticosa* L.); трав'янисті види – мати-й-мачуха (*Tussilago farfara* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), лобода біла (*Chenopodium album* L.), тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.).
4. Деревні і чагарникові види рекомендуємо висаджувати рядами із інтервалами від 2,5×2,5 м до 0,75×0,75 м між рослинами виходячи із індивідуальних біологічних характеристик певного виду, його енергії росту та габітусу майбутньої крони. Формування деревно-чагарникового покриву на поверхні схилу здійснювати за наступною посадковою схемою:

Д – Ч – Д – Ч – Д – Ч...

Ч – Д – Ч – Д – Ч – Д...

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Abraham J., Dowling K., Florentine S. (2018). Assessment of potentially toxic metal contamination in the soils of a legacy mine site in Central Victoria, Australia. *Chemosphere*. 192. 122-132.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.150>
2. Abramowicz, A., Chybiorz R. (2019). Fire detection based on a series of thermal images and point measurements: the case study of coal-waste dumps. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* XLII-1/W2. 9–12.  
<https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-W2-9-2019>
3. Abramowicz, A., Chybiorz, R. (2020). Identification of fire changes using thermal IR images: the case of coal-waste dumps. *Proceedings of the 15th Quantitative InfraRed Thermography Conference*. 114.  
<https://doi.org/10.21611/qirt.2020.114>
4. Abramowicz, A., Rahmonov, O., Chybiorz, R. (2021). Environmental Management and Landscape Transformation on Self-Heating Coal-Waste Dumps in the Upper Silesian Coal Basin. *Land*. 10, 23. <https://doi.org/10.3390/land10010023>
5. Abramowicz, A., Rahmonov, O., Chybiorz, R., Ciesielczuk, J. (2021). Vegetation as an indicator of underground smoldering fire on coal-waste dumps. *Fire Safety Journal*. 121. 103287. <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2021.103287>
6. Afeni, T.B., & Ibitolu, F. (2018). Assessment of environmental impact of gemstone mining in Ijero-Ekiti, Nigeria. *Mining of Mineral Deposits*, 12(1), 1-11. Available at: <https://doi.org/10.15407/mining12.01.001>
7. Agboola O., Babatunde D. E., Fayomi O. S. I., Sadiku E. R., Popoola P., Moropeng L., Yahaya A., Mamudu O. A. (2020). A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management. *Results in Engineering*. 8. 100181. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100181>
8. Alam M., Hussain Z., Khan A., Khan M. A., Rab A., Asif M., Shah M. A., Muhammad A. 2020. The effects of organic amendments on heavy metals

bioavailability in mine impacted soil and associated human health risk. *Scientia Horticulturae*. 262. 109067. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109067>

9. Álvarez E., Fernández Marcos M. L., Vaamonde C., Fernández-Sanjurjo M. J. 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *Science of The Total Environment*. 313. 1-3. 185-197. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00261-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00261-4)

10. Bai Z., Liu X., Fan X., Zhu C., Yang R. (2018). Ecological reconstruction research and practice in the large open-pit coal mine of the Loess Plateau, China. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. 323-333. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00018-X>

11. Bhattacharya A., Routh J., Jacks G., Bhattacharya P., Mörtz M. (2006). Environmental assessment of abandoned mine tailings in Adak, Västerbotten district (northern Sweden). *Applied Geochemistry*. 21. 10. 1760-1780. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.011>

12. Bi X., Feng X., Yang Y., Qiu G., Li G., Li F., Liu T., Zhiyou Fu Z., Jin Z. 2006. Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China. *Environment International*, 32, 883–890. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.010>

13. Bian Z., Inyang H. I., Daniels J. L., Otto F., Struthers S. (2010). Environmental issues from coal mining and their solutions. *Mining Science and Technology (China)*. 20. 2. 215-223. [https://doi.org/10.1016/S1674-5264\(09\)60187-3](https://doi.org/10.1016/S1674-5264(09)60187-3)

14. Biletsky V. S. (2004). Mining encyclopedic dictionary. *Oriental Publishing House*. Vol.3. 752. (in Ukr.).

15. Blankenberg A.-G.B., Braskerud B.C. (2003). «LIERDAMMEN » – a wetland testfield in Norway. Retention of nutrients, pesticides and sediments from a agriculture runoff: Diffuse Pollut. Conf., Dublin.

16. Blyuss, B., Semenenko, Ye., Medvedieva, O., Kyrychko, S., & Karatayev, A. (2020). Parameters determination of hydromechanization technologies for the dumps development as technogenic deposits. *Mining of Mineral Deposits*, 14(1), 51-61. <https://doi.org/10.33271/mining14.01.051>

17. Borišev M., Pajević S., Nikolić N., Pilipović A., Arsenov D., Župunski M. (2018). Chapter 7 - Mine Site Restoration Using Silvicultural Approach. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. 115-130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00007-5>
18. Bosak P. (2019). Spontaneous combustion of coal mine dumps in the Novovolynsk mining industrial area. The second round table: "Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes". March 29, 2019. P. 3-4.
19. Bosak P., Popovych V., Stepova K., Dudyn R. (2020). Environmental impact and toxicological properties of mine dumps of the Lviv-Volyn Coal basin. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2(440). 48-54. <https://doi.org/10.32014/2020.2518-170X.30>
20. Brihla J., Gray M., Pereira D. I., Pereira P. (2018). Geodiversity: An integrative review as a contribution to the sustainable management of the whole of nature. *Environmental Science & Policy*. 86. 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.001>
21. Brubarec, R.L., Mackenzie, C.J.G., & Hulton Stanley, G. (1985). A study of vibration white finger disease rock dillers. *Journal of Low Freq. Noise and Vibr.* 4, № 2, 52-65.
22. Buzylo, V, Pavlychenko A., Borysovska O., Gruntova V. (2015). Technological and environmental aspects of the liquidation of coal mines. *New Developments in Mining Engineering: Theoretical and Practical Solutions of Mineral Resources Mining. The Netherlands: CRC Press/Balkema*. 75-79.
23. Chayka O., Petrushka I., Ruda M., Paranyak N., Matskiv O. 2021. The minimization of impact of oil pollution on soils in the area of railways using glauconite. *Journal of Water and Land Development*. No. 49 (IV–VI) p. 79–84. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.137099>
24. Chelovechkova A., Komissarova I., Eremin D. (2018). Using basic hydrophysical characteristics of soils in calculating capacity of water-retaining fertile layer in recultivation of dumps of mining and oil industry. IPDME 2018. IOP Conf.



- Series: Earth and Environmental Science 194 (2018) 092004.  
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/194/9/092004>
25. Chen J., Deng S., Jia W., Li X., Chang J. (2021). Removal of multiple heavy metals from mining-impacted water by biochar-filled constructed wetlands: Adsorption and biotic removal routes. *Bioresource Technology*. 331. 125061.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125061>
26. Chetveryk, M., Bubnova, O., Babii, K., Shevchenko, O., & Moldabaev, S. (2018). Review of geomechanical problems of accumulation and reduction of mining industry wastes, and ways of their solution. *Mining of Mineral Deposits*, 12(4), 63-72. <https://doi.org/10.15407/mining12.04.063>
27. Dresler S., Tyrka M., Szeliga M., Ciura J., Wielbo J., Wojcik M., Tukiendorf A. 2015. Increased genetic diversity in the populations of *Echium vulgare* L. colonising Zn-Pb waste heaps. *Biochemical Systematics and Ecology*, 60, 28-36.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.bse.2015.03.003>
28. Dunbabin J.S., Bowner K.H. (1992). Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Sci. Total. Environ.* 111, 2/3. 56-60.
29. Falshtynskyi, V., Saik, P., Lozynskyi, V., Dychkovskyi, R., & Petlovanyi, M. (2018). Innovative Aspects of Underground Coal Gasification Technology in Mine Conditions. *Mining of Mineral Deposits*, 12(2), 68-75.  
<https://doi.org/10.15407/mining12.02.068>
30. Filonenko, O (2018). Sustainable development of Ukrainian iron and steel industry enterprises in regards to the bulk manufacturing waste recycling efficiency improvement. *Mining of Mineral Deposits*, 12(1), 115-122.  
<https://doi.org/10.15407/mining12.01.115>
31. Gorman M. R., Dzombak D. A. (2018). A review of sustainable mining and resource management: Transitioning from the life cycle of the mine to the life cycle of the mineral. *Resources, Conservation and Recycling*. 137. 281-291.  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.001>

32. Gorobei, M., Yermakov, V., Lunova O. (2020). Man-made pollution of the environment with coal dust as a result of operation and closure of coal mines. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 29(4), 693-700. <https://doi.org/10.15421/112062>
33. Hadlington S. (1991). An interestind reed. *Chem. Brit.* 27, 4. 229.
34. Haydin A. M., Sobko B. YU. (2018) Hidroekolohiya pry hirnychkykh robotakh (Hydroecology in mining works): monohraph - *Dnipro: "Litohraf"*, 218 p. (in Ukrainian).
35. Heilmeier H., Wiche O. (2018). The PCA of phytomining: principles, challenges and advances. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (Dnipro, April 25-27, 2018)*. P. 26. <http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152889>
36. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., Tyndyk O. (2022). Principles of revitalization of technogically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej*. 22(XI). 2. 76-89.
37. Jung M. C., Thornton I. 1996. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry*. 11. 1-2. 53-59. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00075-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00075-5)
38. Kalybekov, T., Rysbekov, K., Sandibekov, M., Bi, Y.L., & Toktarov, A. (2020). Substantiation of the intensified dump reclamation in the process of field development. *Mining of Mineral Deposits*, 14(2), 59-65. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.059>
39. Karabyn V., Popovych V., Shainoha I., Lazaruk Y. Long-term monitoring of oil contamination of profile-differen-tiated soils on the site of influence of oil-and-gas wells in the central part of the Boryslav-Pokuttya oil-and-gas bearing area. *Petroleum and Coal*. 61(1). 81-89.
40. Karabyn, V., Shtain, B., Popovych, V. (2018). Thermal regimes of spontaneous firing coal washing waste sites. *News of the National Academy of*

*Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences. 3* (429). 64-74.

41. Karimaei M., Dabbaghi F., Sadeghi-Nik A., Dehestani M. (2020). Mechanical performance of green concrete produced with untreated coal waste aggregates. *Construction and Building Materials*. 233. 117264. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117264>

42. Kariuki D. W., Kuria J. M. (2021). Coal-Key Energy Resource for the Future in Kenya? A Review. *International Journal of Advanced Rescrach*. 3. 1. <https://doi.org/10.37284/ijar.3.1.319>

43. Khalid S., Shahid M., Niazi N. K., Murtaza B., Bibi I., Dumat C. 2016. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182 (B), 247-268. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>

44. Kirin, R. (2019). Statutory and regulatory requirements in the process of mineral mining in Ukraine. Review and analysis. *Mining of Mineral Deposits*, 13(2), 59-65. <https://doi.org/10.33271/mining13.02.059>

45. Klimkina I., Kharytonov M., Zhukov O. (2018) Trend Analysis of Water-Soluble Salts Vertical Migration in Technogenic Edaphotops of Reclaimed Mine Dumps in Western Donbass (Ukraine). *Journal of Environmental Research, Engineering and Management* Vol. 74, No. 2, 82-93. Available at: <http://dx.doi.org/10.5755/j01.arem.74.2.19940>

46. Knysh I., Karabyn V. (2014). Heavy metals distribution in the waste pile rocks of Chervonogradska mine of the Lviv-Volyn coal basin (Ukraine). *Pollution Research Journal Papers*. 33(04). 663-670.

47. Kolesnik V.Ye., Fedotov V.V., Buchavy Yu.V. (2012). Generalized algorithm of diversification of waste rock dump handling technologies in coal mines. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (4), 138-142.

48. Kompała-Bąba, A., Bierza, W., Błońska, A. et al. (2019). Vegetation diversity on coal mine spoil heaps – how important is the texture of the soil substrate? *Biologia*.

49. Koščova M., Hellmer M., Anyona S., Gvozdikova T. (2018). Geo-Environmental Problems of Open Pit Mining: Classification and Solutions. E3S Web of Conferences 41, 01034. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184101034>
50. Košek F. (2018). Application of Raman spectroscopy for detection of sulfates of selfignited coal heaps. Ph.D. thesis. Prague. 77.
51. Kribek B., Bicakova O., Sykorova I., Havelcova M., Veselovsky F., Knesl I., Meszarosova N. (2021). Experimental pyrolysis of metalliferous coal: a contribution to the understanding of pyrometamorphism of organic matter and sulfides during coal waste heaps fires. *International Journal of Coal Geology*. 245. 103817. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2021.103817>
52. Kuraeva I. V., Roga I. V., Sorokina L. Yu., Golubtsov O. G.(2012). Estimation of heavy metals content and conditions of their migration in agrolandscapes of Ternopil region. *Ukrainian Geographical Journal*. 3. 25-33. (in Ukr.).
53. Kuz'menko, A., Furman, A., & Usatyy, V. (2010). Improvement of mining methods with consolidating stowing of iron-ore deposits on big depths. *New Techniques and Technologies in Mining – Proceedings of the School of Underground Mining*, 131-136. <https://doi.org/10.1201/b11329-22>
54. Kuz'menko, A., Pochevov, V., & Ryabychev, V. (2010). Dependence of effectiveness of development of mining operations on processibility of coal seams deposits with thickness of 1.2 m. *New Techniques and Technologies in Mining – Proceedings of the School of Underground Mining*, 51-55. <https://doi.org/10.1201/b11329-10>
55. Kuz'menko, O., Petlyovanyy, M., & Stupnik, M. (2013). The influence of fine particles of binding materials on the strength properties of hardening backfill. *Mining of Mineral Deposits*, 45-48. <https://doi.org/10.1201/b16354-10>
56. Linhares D., Pimentel A., Borges C., Cruz J. V., Garcia P., Rodrigues A. dos S. 2019. Cobalt distribution in the soils of São Miguel Island (Azores): From volcanoes to health effects. *Science of The Total Environment*. 684. 715-721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.359>

57. Lloyd S.D., Fletcher T.D., Wong T.H.F., Wootton R.M. (2001). Assessment of Pollutant Removal Performance in a Bio-filtration System: Preliminary Results, and South Pacific Stormwater Conf.; Rain the Forgotten Resource, 27-29 June 2001, Auckland, New Zealand. — P. 20-30.
58. Loredó J., Ordóñez A., Álvarez R. 2006. Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Munón Cimero mercury-mining area (Asturias, Spain). *Journal of Hazardous Materials*, A136, 455–467. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.01.048>
59. Lunova O., Yermakov V., Averin D. (2019) Potential territorial risk in the eastern Ukraine. *Journal of Geology, Geography and Geoecology* Vol. 28 (3). Dnipro. P.600-609. doi: <https://doi.org/10.15421/111957>
60. Luo D., Zheng H., Chen Y., Wang G., Fenghua D. 2010. Transfer characteristics of cobalt from soil to crops in the suburban areas of Fujian Province, southeast China. *Journal of Environmental Management*. 11. 2248-2253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.001>
61. Maiti S. K., Ahirwal J. (2019). Chapter 3 - Ecological Restoration of Coal Mine Degraded Lands: Topsoil Management, Pedogenesis, Carbon Sequestration, and Mine Pit Limnology. *Phytomanagement of Polluted Sites*. 83-111. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00003-X>
62. Malovanyy M., Moroz O., Hnatysh S., Maslovska O., Zhuk V., Petrushka I., Nykyforov V., Sereda A. (2019). Perspective Technologies of the Treatment of the Wastewaters with High Content of Organic Pollutants and Ammoniacal Nitrogen. *J. Ecol. Eng.* 2019; 20(2):8–15. <https://doi.org/10.12911/22998993/94917>
63. Markowicz, A., Wozniak, G., Borymski, S. et al. (2015). Links in the functional diversity between soil microorganisms and plant communities during natural succession in coal mine spoil heaps. *Ecological Research*. 30: 1005–1014. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1301-3>
64. Mokryi V., Petrushka I., Dyakiv V., Dzhumelia E., Salamon I. (2023). Information Supply of Hydrotechnical Reconstruction Concept of Stebnyk Tailings

- Storage (Ukraine). *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 2023; 2:120–130. <https://doi.org/10.12912/27197050/156977>
65. Moreno-Jiménez E., Peñalosa J. M., Manzano R., Carpena-Ruiz R. O., Gamarra R., Esteban E. 2009. Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of Hazardous Materials.* 162. 2-3. 854-859. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.109>
66. Moshynskyi, V., Malanchuk, Z., Tsymbaliuk, V., Malanchuk, L., Zhomyruk, R., & Vasylichuk, O. (2020). Research into the process of storage and recycling technogenic phosphogypsum placers. *Mining of Mineral Deposits*, 14(2), 95-102. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.095>
67. Nadudvari A., Abramowicz A., Ciesielczuk J., Cabala J., Misz-Kennan M., Fabianska M. (2021). Self-heating coal waste fire monitoring and related environmental problems: case studies from Poland and Ukraine. *Journal of Environmental Geography.* 14(3–4). 26–38. <https://doi.org/10.2478/jengeo-2021-0009>
68. Naicker K., Cukrowska E., McCarthy T.S. (2003). Acid mine drainage arising from gold mining activity in Johannesburg, South Africa and environs. *Environmental Pollution.* 122 (1). 29-40. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00281-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00281-6)
69. Neiva A.M.R., Antunes I.M.H.R., Carvalho P.C.S., Santos A.C.T. (2016). Uranium and arsenic contamination in the former Mondego Sul uranium mine area, Central Portugal. *Journal of Geochemical Exploration.* 162. 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.12.004>
70. Nieto J. M., Sarmiento A. M., Olías M., Cánovas C. R. Riba I., Kalman J., Delvalls T. A. (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environment International.* 33(4). 445-455. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.010>

71. Oliferchuk V., Fedorovych D., Samarska M., Bunetskyi V., Samborskyy M., Kachor A., Kurylenko O., Olejniuk-Puchniak O., Kendzora N., Hotsii N. (2022). Changes in the Structure of Myco- and Microbiocenosis of Soil with Use of Fungi and Bacteria Strains Immobilized on Biochar as an Example of Ecosystem Maintenance Services. *Ecological Engineering and Environmental Technology*. Volume 23, Issue 6, Pages 42 – 52. <https://10.12912/27197050/152522>
72. Oliferchuk V., Kendzora N., Hotsii N., Shukel I., Olejniuk-Puchniak O., Samarska M., Nagurskyy O., Vasiichuk V. (2023). Changes in the Structure of Soil Microscopic Fungi in the Territories of Yavoriv and Podorozhenie Sulfur Quarries. *Ecological Engineering and Environmental Technology*. Volume 24, Issue 3, Pages 120 – 134. <https://doi.org/10.12912/27197050/159629>
73. Onifade M., Genc B. (2018)/ Spontaneous combustion of coals and coal-shales. *International Journal of Mining Science and Technology*. 28. 933-940. <https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2018.05.013>
74. Pactwa K., Woźniak J., Dudek M. (2020). Coal mining waste in Poland in reference to circular economy principles. *Fuel*. 270. 117493. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117493>
75. Palin M. R. (2022). Metamorphism and its bearing on geosystems. *Geosystems and Geoenvironment*. 1. 1. 100012. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2021.100012>
76. Pavlychenko A.V., Fedotov V.V., Buchavy Yu.V., Kovalenko A.A. (2014). Development of electronic environmental passport of coal mine waste-rock piles. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (3), 105-110.
77. Petlovanyi M. V., Zubko S. A., Popovych V. V., Sai K.S. (2020). Physicochemical mechanism of structure formation and strengthening in the backfill massif when filling underground cavities. *Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii*, 2020, No. 6, pp. 142-150. <https://doi.org/0.32434/0321-4095-2020-133-6-142-150>
78. Petlovanyi, M., Kuzmenko, O., Lozynskyi, V., Popovych, V., Sai, K., & Saik, P. (2019). Review of man-made mineral formations accumulation and prospects of

their developing in mining industrial regions in Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*, 13(1), 24-38. <https://doi.org/10.33271/mining13.01.024>

79. Petlovanyi, M.V., & Medianyuk, V.Y. (2018). Assessment of coal mine waste dumps development priority. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (4), 28-35. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2018-4/3>

80. Pietrzykowski M., Socha J., S. van Doorn N. 2014. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas. *Science of the Total Environment*, 470–471, 501–510. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.008>

81. Popovich V. V. (2016). Phytomeliorative recovery in reduction of multi-element anomalies influence of devastated landscapes. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University*, 6(1), 94-114. <https://doi.org/10.15421/201606>

82. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., Voloshchyshyn A., Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. 1. 53-58.

83. Popovych V. V., Henyk Y. V., Voloshchyshyn A. I., Sysa L. V. Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2019. 5. 122-129. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19>

84. Popovych V., Kuzmenko O., Voloshchyshyn A., Petlovanyi M. Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 2018. Vol. 60. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010>

85. Popovych V., Stepova K., Prydatko O. (2018). Environmental hazard of Novoyavorivsk municipal landfill. *MATEC Web of Conferences 247, 00025. FESE 2018*. <https://doi.org/10.1051/matecconf/201824700025>

86. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2018). The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (Dnipro, April 25-27, 2018)*. P. 86. <http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152975>



87. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2019). Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 75(3). 33-45. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.75.3.23323>
88. Popovych V., Voloshchyshyn A. (2019). Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 4(436). 230-237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118>
89. Popovych V., Voloshchyshyn A. Impact of coal-mining waste burning on the environment. *Ecological impact of fire, deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table (March 29, 2019, Lviv)*. 2019. P. 37-39.
90. Popovych V., Voloshchyshyn A. The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro)*. 2018. P. 86.
91. Popovych V., Voloshchyshyn A., Bosak P., Popovych N. (2021). Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 915(1). 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001>
92. Popovych V., Voloshchyshyn A., Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 2019. 123. 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035>
93. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74.
94. Popovych, V., Kuzmenko, O., Voloshchyshyn, A., Petlovanyi, M. (2018). Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conferences. Vol. 60. 00010*. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010>

95. Popovych, V., Stepova, K., Voloshchychyn, A., Bosak, P. (2019). Physico-chemical properties of soils in Lviv Volyn coal basin area. E3S Web of Conferences 105,02002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910502002>
96. Prokopenko Ye.V. Graph theory application to build chronolithologic model of waste dump formation. (2011). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (5), 28-30.
97. Pyrikov, O., Lunova O., Yermakov, V., Petry, R., Lubenska, N. (2022). Impact of the long-time armed conflicts on the ecological safety of industrial objects. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 31(2), 380-389. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/112235>
98. Pyrikov, O., Lunova, O., Tyutyunnyk, N. (2022) Determination of Environmental Risks of Agricultural Land of Urbanized Territories around Mining Enterprises. *Ecological Engineering and Environmental Technology*, 23(5), pp. 72–83. <https://doi.org/10.12912/27197050/151624>
99. Ranjan, V., Sen, P., Kumar, D. et al. (2017). Enhancement of mechanical stability of waste dump slope through establishing vegetation in a surface iron ore mine. *Environ. Earth Sci.* 76: 35. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6350-6>
100. Rybicka E. H. (1996). Impact of mining and metallurgical industries on the environment in Poland. *Applied Geochemistry*. 11(1-2). 3-9. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00083-6](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00083-6)
101. Sarmiento A. M., Nieto J. M., Olías M., Cánovas C. R. (2009). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*. 24, (4). 697-714. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.12.025>
102. Schwabe R., Retamal-Morales G., Bravo A., Humeres M.-J., Tischler D., Schlömann M., Levican G., Wiche O. (2018). Siderophores for selective solid phase extraction of strategic elements. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (Dnipro, April 25-27, 2018)*. P. 19. <http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152881>

103. Šebelíková L., Csicsek G., Kirmer A., Vítovcová K., Ortmann-Ajkai A., Prach K., Řehouňková K. (2018). Spontaneous revegetation versus forestry reclamation – vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. *Land degradation and development*. 30(3). 348-356. <https://doi.org/10.1002/ldr.3233>
104. Shu J., Bradshaw A. D. 1995. The containment of toxic wastes: I. Long term metal movement in soils over a covered metalliferous waste heap at parc lead-zinc mine, North Wales. *Environmental Pollution*, 90(3), 371-377.
105. Silveira F. A. O., Rossatto D. R., Heilmeyer H., Overbeck G. E. (2022). Fire and vegetation: Introduction to the special issue. *Flora*. 286. 151985. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151985>
106. Skrobala V., Popovych V., Tyndyk O., Voloshchyshyn A. Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2022. 16(4). 71-79. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.071>
107. Skrobala, V., Popovych, V., & Pinder, V. (2020). Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Mining of Mineral Deposits*, 14(2), 119-127. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.119>
108. Smoliński A., Howaniec N., Kuna-Gwoździewicz P. (2018). Chemometric Exploration of the Data Concerning Gases Emitted from Burning Mine Waste Dump. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-89845-2\\_33](https://doi.org/10.1007/978-3-319-89845-2_33)
109. Song, Y., Shu, W., Wang, A. et al. Characters of soil algae during primary succession on copper mine dumps / *J Soils Sediments* (2014) 14: 577. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0815-y>
110. Srivastava N. (2020). Reclamation of Saline and Sodic Soil Through Phytoremediation. *Environmental Concerns and Sustainable Development*. 279-306. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-6358-0\\_11](https://doi.org/10.1007/978-981-13-6358-0_11)
111. Sterritt R. M., Lester J. N. (1979). The microbiological control of mine waste pollution. *Minerals and Environment*. 1(2). 45-47. <https://doi.org/10.1007/BF02010716>

112. Strömberg B., Banwart S. (1994). Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden. *Applied Geochemistry*. 9. 5. 583-595. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(94\)90020-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(94)90020-5)
113. Sýkorová I., Kříbek B., Martina Havelcová M., Machovič V., Laufek F., Veselovský F., Špaldoňová A., Lapčák L., Knésl I., Matysová P., Majer V. (2018). Hydrocarbon condensates and argillites in the Eliška Mine burnt coal waste heap of the Žacléř coal district (Czech Republic): products of high-and low-temperature stages of self-ignition. 190. 146-165. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2017.11.003>
114. Terekhov, Ye., Litvinov, Yu., Fenenko, V., & Drebenstedt, C. (2021). Management of land reclamation quality for agricultural use in opencast mining. *Mining of Mineral Deposits*, 15(1), 112-118. <https://doi.org/10.33271/mining15.01.112>
115. Tiwary R. K. (2001). Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and Its Management. *Water, Air, & Soil Pollution*. 132 (1-2). 185-199. <https://doi.org/10.1023/A:1012083519667>
116. Topper K. F., Sabey B. R. (1986). Sewage Sludge as a Coal Mine Spoil Amendment for Revegetation in Colorado1. *J. Environ. Qual.* 15:44-49. <https://doi:10.2134/jeq1986.00472425001500010010x>
117. Tulaydan, Y., Malovanyy, M., Kochubei, V., Sakalova, H. (2017). Treatment of high-strength wastewater from ammonium and phosphate ions with the obtaining of struvite // *Chemistry & Chemical Technology*. Vol.11, №4. P.463-468. <https://doi.org/10.23939/chcht11.04.463>
118. Tutu H., McCarthy T.S., Cukrowska E. (2008). The chemical characteristics of acid mine drainage with particular reference to sources, distribution and remediation: The Witwatersrand Basin, South Africa as a case study. *Applied Geochemistry*. 23, (12). 3666-3684. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.09.002>
119. Ulytsky O., Yermakov V., Lunova O., Buglak O. (2019) Technique for orthotransformed satellite imagery application in environmental assessment. *Space*

<https://doi.org/10.15407/knit2019.04.048>

120. Vo T. L., Nash W., Galdo M. D., Rezania M., Crane R., Nezhad M. M., Ferrara L. (2022). Coal mining wastes valorization as raw geomaterials in construction: A review with new perspectives. *Journal of Cleaner Production*. 336. 130213. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130213>

121. Voloshchyshyn A., Popovych V. (2019). Impact of coal-mining waste burning on the environment. The second round table: "Ecological impact of fire. Deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes". March 29, 2019. P. 37-39.

122. Wahsha M., Bini C., Argese E., Minello F., Fontana S., Wahsheh H. 2012. Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. *Journal of Geochemical Exploration*. 123. 19-24. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.004>

123. Welch C., Barbour S. L., Hendry M. J. (2021). The geochemistry and hydrology of coal waste rock dumps: a systematic global review. *Science of The Total Environment*. 795. 148798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148798>

124. Wiche O., Moschner C., Szekely B., Heilmeyer H. (2018). Bioavailability of elements for effective phytoremediation and phytomining: the role of rhizosphere processes. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference* (Dnipro, April 25-27, 2018). P. 27. <http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/152890>

125. Woch M. W., Radwańska M., Stanek M., Łopata B., Stefanowicz A. M. (2018). Relationships between waste physicochemical properties, microbial activity and vegetation at coal ash and sludge disposal sites. *Science of The Total Environment*. 642. 264-275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.038>

126. Wu Y., Yu X., Hu S., Shao H., Liao Q., Fan Y. (2019). Experimental study of the effects of stacking modes on the spontaneous combustion of coal gangue. *Process Safety and Environmental Protection*. 123. 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.12.025>

127. Yadav A.K., Jamal A. (2018) Suspended particulate matter and their management system surrounding opencast coal mines. *Environmental Quality Management*, 1–6. Available at: <https://doi.org/10.1002/tqem.21592>
128. Yadav, A. K. (2015). Elemental composition and source apportionment of suspended particulate matters and health risk assessment in mining and nonmining areas of Odisha, India. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(3), 4014037. Retrieved from [https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000248](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000248)
129. Yadav, A. K., & Jamal, A. (2016). A review on the present scenario of air quality associated with Indian mining operations. *Environmental Quality Management*, 25(3), 99–105. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/tqem.21459>
130. Yasuschi H., Eiich M., Keita F. (1991). Характеристика процесса очистки прибрежных вод тростниковыми зарослями. *Rept. Part and Harbour. Res. Inat.* 30, 11. 206-257.
131. Yuan Y., Zhao Z., Li X., Wang Y., Bai Z. (2018). Characteristics of labile organic carbon fractions in reclaimed mine soils: Evidence from three reclaimed forests in the Pingshuo opencast coal mine, China. *Science of the Total Environment*. 613–614. 1196–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.170>
132. Zeng B., Zhang Z. X., Yang M. (2018). Risk assessment of groundwater with multi-source pollution by a long-term monitoring programme for a large mining area. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 128. 100-108. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.002>
133. Zhang L., Wang J., Bai Z., Lv C. (2015). Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*. 128. 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016>
134. Zhu X., Cao L., Liang Y. 2019. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals inside and outside a typical lead-zinc mine in southeastern China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 26265–26275. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05724-8>

135. Башуцька, У.Б. (2004). Антропогенно-природні сукцесії рослинності девастрованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового регіону : дис. ... канд. с.-г. наук: спец. 06.03.01 "Лісові культури та фітомеліорація", 214.
136. Безродна І. М. (2015). Посібник з лабораторного практикуму з курсу «Петрофізика». К.: КНУ ім. Т.Шевченка. 58.
137. Босак П. В., Волощишин А. І. Горіння териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (м. Львів, 10-11 лютого 2022)*. 2022. С. 124.
138. Валерко Р. А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх екотоксичної оцінки. Вісник Харківського національного аграрного університету. Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство. 2013. № 2. С. 262–266.
139. Гайдін А. М. (2017). Самозаймання відвалів вугільних шахт і збагачувальних фабрик і боротьба з ним. *Форум гірників – 2017 : матеріали міжнар. конф., 4 – 7 жовтня 2017 р., м. Дніпро*. 322-327.
140. Гайдін А. М., Собко Б. Ю. (2018). Гідроекологія при гірничих роботах: монографія. Дніпро: «Літограф». 218.
141. Генік Я. В., Дида А. П. Рекультивация. Львів : ННВК: АТБ, 2019. 288 с.
142. Генік, Я.В. (2012). Лісовідновлення складних техногенних екосистем Львівщини. Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету, 1, 117-120.
143. Голубець М. А. 2005. Вступ до геосоціосистемології. Львів: Поллі. 199.
144. Горелов О. М. Біолого-морфологічні основи концепції фітогенного поля. Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра с.-г. наук: спец. 03.00.05 – “Ботаніка”. К., 2014. 42 с.
145. Гродзінський А. М. Лікарські рослини: Енциклопедичний довідник. Київ, 1990. 544 с.

146. Губачов О. І. Особливості використання рослин для біотестування ґрунтів з метою визначення рівня екологічної безпеки промислових територій. Науковий Вісник КУЕІТУ. Нові технології. 2010. № 3 (29). С. 164–171.
147. Гуліда Е. М., Шарий В. В. (2020). Забезпечення допустимого значення пожежного ризику на відкритих складах виробничих об'єктів. Пожежна безпека. 36. 38-43. DOI: 10.32447/20786662.36.2020.03
148. Деревська, К.І. Бартошинська, Є.С., Шевчук, О.М. та ін. (2006). Літогенез осадових формацій карбону південно-західного вугленосного району Львівсько-Волинського басейну. Наукові праці Донецького національного технічного університету. Сер.: Гірничо-геологічна, 111, 220-228.
149. Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ, 2012. 344 с.
150. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб.
151. ДСТУ 4362:2004. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів.
152. ДСТУ ISO 10381-8. Якість ґрунту. Пробовідбирання. Частина 8. Настанови з пробовідбирання на відвалах.
153. ДСТУ 7948:2015 Якість ґрунту. Проведення аналізів. Загальні вимоги.
154. ДСТУ ISO 11464:2007. Якість ґрунту. Попереднє обробляння зразків для фізико-хімічного аналізу.
155. ДСТУ ISO 18512. Якість ґрунту. Настанови з довго та короткострокового зберігання зразків ґрунту.
156. Екологічний паспорт м. Нововолинськ від 01.08.2018 р. <https://voladm.gov.ua/article/ekologichniy-pasport-mnovovolinsk/>
157. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» №2818-VI від 21 грудня 2010 року. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2011, № 26, - С. 218.
158. Іванов Є., Ковальчук І., Терещук О. (2009). Геоєкологія Нововолинського гірничопромислового району: монографія. *Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки*. 208.
159. КНД 211.1.4.039-95 «Методика гравіметричного визначення завислих (суспензованих) речовин в природних і стічних водах».



160. Книш, І. Б. (2015). Геохімічні дослідження порід терикону шахти “Червоноградська” Львівсько-Волинського басейну. В Матеріалах XI науково-практичної конференції “Сучасна геологічна наука і практика в дослідженнях студентів і молодих фахівців” (с. 82-86). Кривий Ріг: Криворізький національний університет.
161. Кучерявий В. П. (2003). Фітомеліорація. *Львів: Світ*. 540.
162. Кучерявий В. П. Фітогенне поле і фітомеліорація: питання теорії та практики. Науковий вісник НЛТУ України. 2016. Вип. 26.7. С. 15-24.
163. Кучерявий, В. П. (2010). Загальна екологія. Львів : Світ. 520.
164. Кучерявий, В.П. Генік, Я.В., Дида, А.П., Колодко М.М. (2006). Рекультивация та фітомеліорація. Львів : Світ.
165. Луньова О.В. (2019) До питання оцінки екологічних небезпек динаміки затоплення шахт Центрального району Донбасу. Вісті Донецького гірничого інституту, Покровськ, № 2 (45), 2019 С.93-103 <https://doi.org/10.31474/1999-981x-2019-2-93-103>
166. Луньова О.В. (2020) Наукові основи управління екологічною безпекою промислових комплексів вуглевидобувних підприємств. Екологічні науки: науково-практичний журнал. К.: ДЕА, 2020. № 1 (28) С. 50-59. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.8>
167. Луньова О.В. Бойко К.Е. Методика оцінки ризику забруднення підземних вод р. Сіверський Донець //Геотехнічна механіка: міжвід. зб. наук. праць. Дніпро, 2020. Вип. 150. С. 15-23. <https://doi.org/10.15407/geotm2020.150.015>
168. Луньова О.В. Особливості формування техноекосистем вугільних родовищ та оцінка екологічних ризиків. Геотехнічна механіка: міжвід. зб. наук. праць. Дніпро, 2019. Вип. 149. С. 58-67. <https://doi.org/10.15407/geotm2019.149.058>
169. Мазур, А.Ю. Кучеревський, В.В. (2001). Роль Криворізького ботанічного саду в озелененні та рекультивациі порушених земель Кривбасу. Науковий вісник УкрДЛТУ : зб. наук.-техн. праць, 11.5, 193-199.

170. Малик Ю. О., Голець Н. Ю. (2008). Аналіз впливу полігону твердих промислових відходів Червоноградської ЦЗФ на довкілля. Вісник Національного університету «Львівська політехніка». 609. 254-257.
171. Мануїлова, Г.М. (2005). Фітомеліорація девастованих ландшафтів в умовах Львівщини : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: спец. 06.03.01 "Лісові культури та фітомеліорація", 18.
172. Матеріали з гігієнічного та екологічного обґрунтування можливості використання двох типів відходів вуглезбагачення (породи, тонкі відходи) і шлаків збагачувальної фабрики ЦЗФ «Червоноградська» в цегельній, цементній, будівельній та інших галузях промисловості. Львів, 2008. 23 с.
173. Медведєв В. В., Лактіонова Т. М. (1998). Земельні ресурси України. К.: Аграрна наука. 150.
174. Наказ Державного комітету України з промислової безпеки, охорони праці та гірничого нагляду 22.03.2010 р. № 62 «Правила безпеки у вугільних шахтах».
175. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 14.07.97 р. № 208 Державні гігієнічні нормативи "Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)".
176. Нормативно-правовий акт з охорони праці (НПАОП) 10.0-5.21-04. Інструкція із запобігання самозапалюванню, гасіння та розбирання породних відвалів. Затверджено Наказом Держнаглядохоронпраці України від 26.10.2004 р. № 236.
177. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 17.03.2011 р. № 145 «Про затвердження Державних санітарних норм та правил утримання територій населених місць».
178. Павличенко А. В. (2015). Ідентифікація екологічних ризиків, що виникають на різних етапах функціонування вугледобувних підприємств. Геотехнічна механіка. 124. 280-288.
179. Павличенко А. В., Плахотній С. А. (2016). Ліквідація нерентабельних вугледобувних підприємств: шляхи зменшення негативного впливу на

навколишнє природне середовище. *Геотехнічна механіка: Міжвід. зб. наук. праць. Дніпропетровск: ІГТМ НАНУ. 130. 257-262.*

180. Павличенко А.В., Демура В.І., Готвянська В.О. Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку. *Геотехнічна механіка: міжвід. зб. наук. праць. Ін-т геотехнічної механіки ім. М.С. Полякова НАН України. Дніпропетровськ, 2013. 111. С. 23-29.*

181. Панас Р. М. (2005). Рекультивація земель. *Львів: Новий світ – 2000. 224.*

182. Панас Р. М. (2007). Рекультивація земель. Львів : «Новий світ-2000». 2007. 222.

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

184. Попович В. В. (2010). Дослідження едафотопів териконів у місцях горіння. *Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць. 20.4. 63-69.*

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

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

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

188. Попович В. В., Волощишин А. І. Екологічна небезпека буровугільних відвалів. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. III Міжнар. наук. – практич. конф.(м. Львів, 14 вересня 2018 року). 2018. С. 24.*

189. Попович В. В., Волощишин А. І. Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. *Актуальні питання*

*техногенної та цивільної безпеки України: Матер. I Всеукр. наук. конф. (м. Миколаїв, 21-22 вересня 2018 року)*. 2018. С. 86-87.

190. Попович В. В., Волощишин А. І. Забруднення водного басейну внаслідок гірничовидобувної діяльності як чинник зниження регіональної екологічної безпеки. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. II Всеукр.наук. конф. (м. Миколаїв, 18-19 вересня 2020 року)*. 2020. С. 134-135.

191. Попович В. В., Волощишин А. І. Основні тенденції відновлення девастрованих ландшафтів гірничовидобування (світовий аспект). *Школа підземної розробки: Матер. XII Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Бердянськ, 4-8 вересня 2018 року)*. 2018. С. 73-74.

192. Попович В. В., Волощишин А. І. Фітомеліорація породних відвалів шахт у межах впливу Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2018. 54. 377-394.

193. Попович В. В., Волощишин А. І. Хлориди та сульфати у підтериконових водах породних відвалів вугільних шахт. *Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: Матер. Міжнар. наук. - практ. конф. (м. Львів, 4-5 квітня 2019 року)*. 2019. С. 216-217.

194. Попович В. В., Волощишин А. І., Попович Н. П. Теоретичні та практичні аспекти екологічної логістики відходів. *Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: Матер. III Круглого столу (м. Львів, 11 травня 2018 року)*. 2018. С. 57-61.

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

196. Попович, В. В. (2008). Дослідження фізико-хімічних властивостей ґрунтів і перегорілих порід на териконах Нововолинського

гірничопромислового району. Науковий вісник НЛТУ України, 18 (12), 258-264.

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

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

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

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

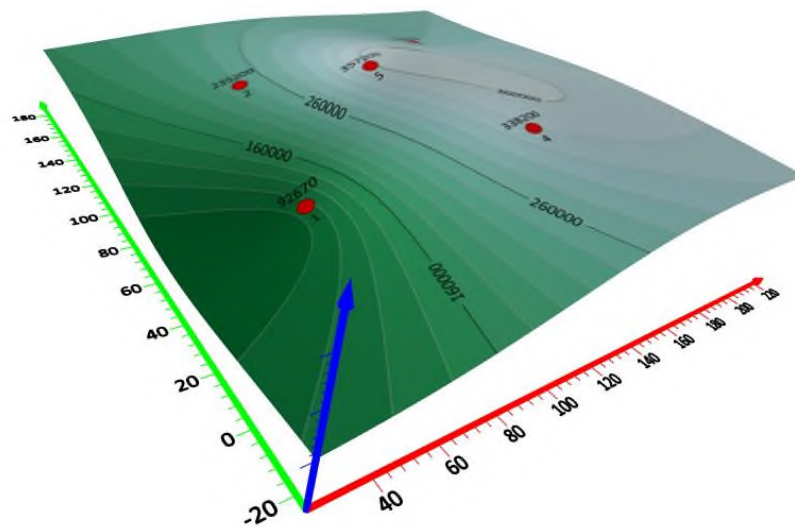
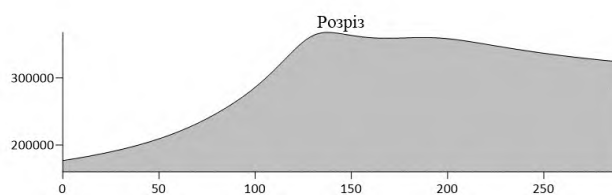
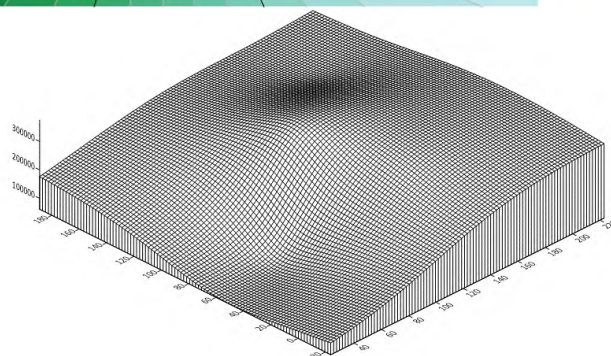
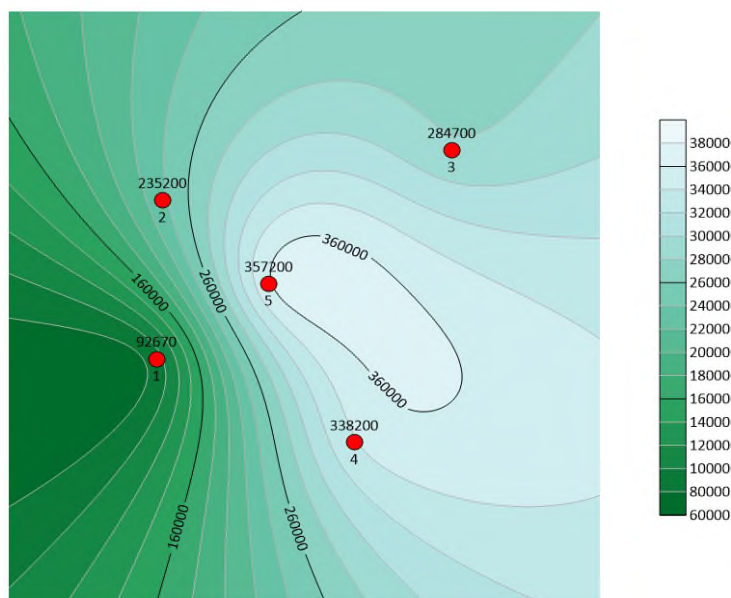
201. Снітинський В. В., Якобенчук В. Ф. (2006). Ґрунтознавство з основами агрохімії та геоботаніки. Львів: Аверс. 312.

202. Соханьчак Р., Лобачевська О., Бешлей С. Сезонні зміни у пігментному комплексі моху *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. на вершині відвалу шахти “Надія”. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2013. Випуск 62. С. 180–187.

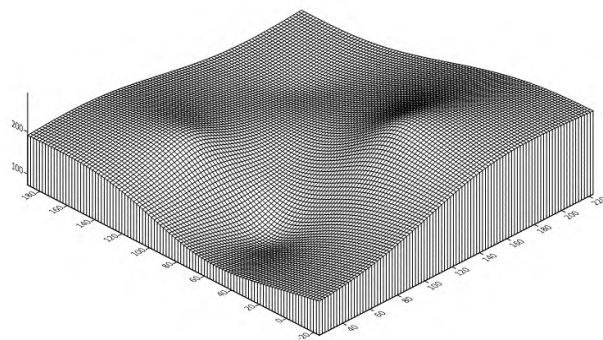
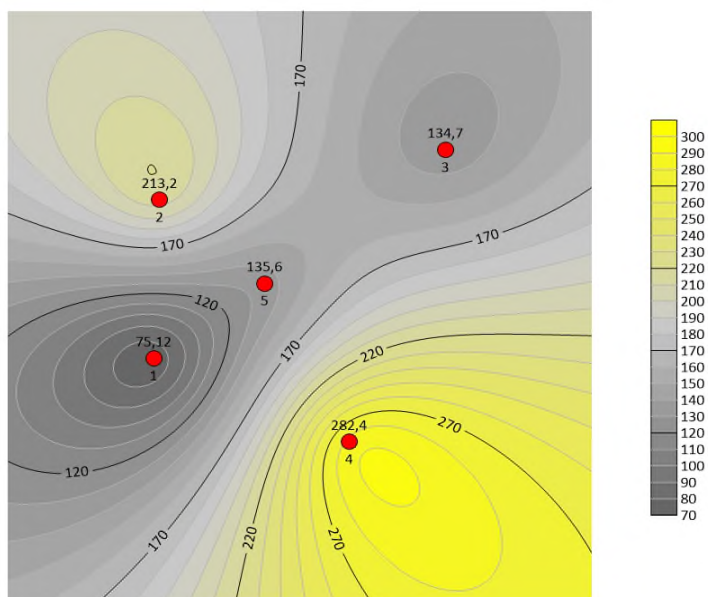
203. Улицький О. А., Сухіна О. М., Кротинова М. В. (2016). Екологізація вуглевидобувного виробництва: розробка управлінських рішень на основі методу “seven new tools”. Науковий журнал “Економіка України”. 5(654). 64-77.

**ДОДАТКИ**

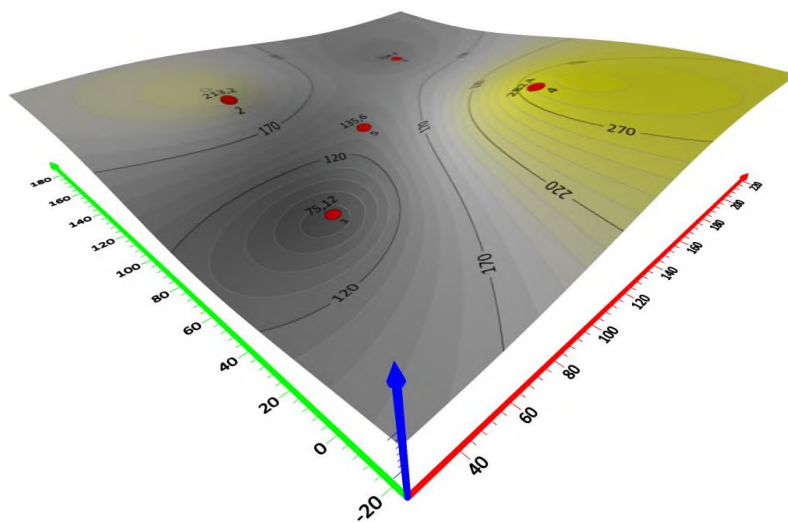
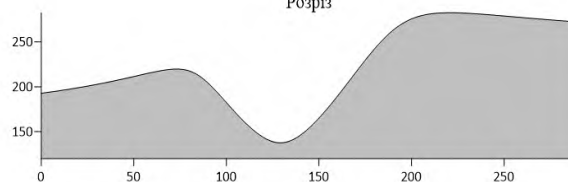
**Додаток А. Моделювання поширення хімічних елементів у горизонті 0-15 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського гірничопромислового комплексу  
Al (горизонт 0-15 см)**



## As-3V (горизонт 0-15 см)

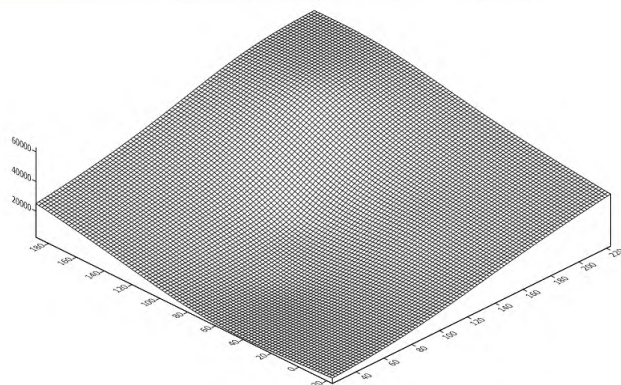
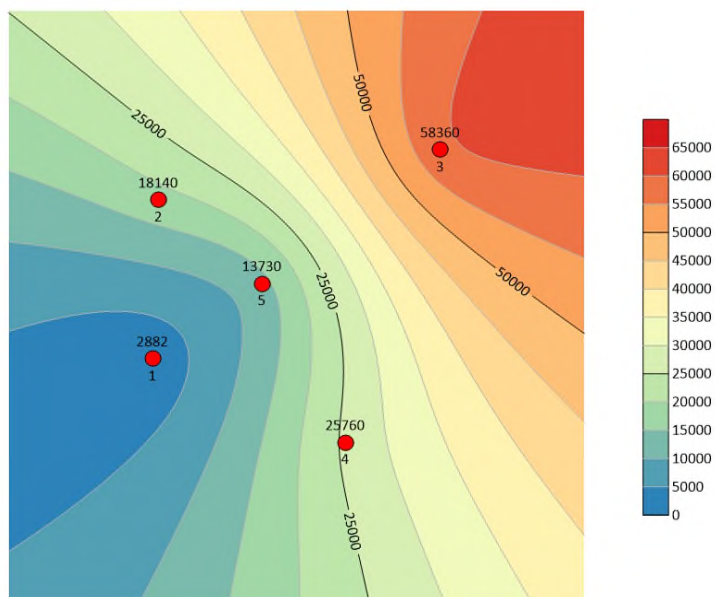


Розріз

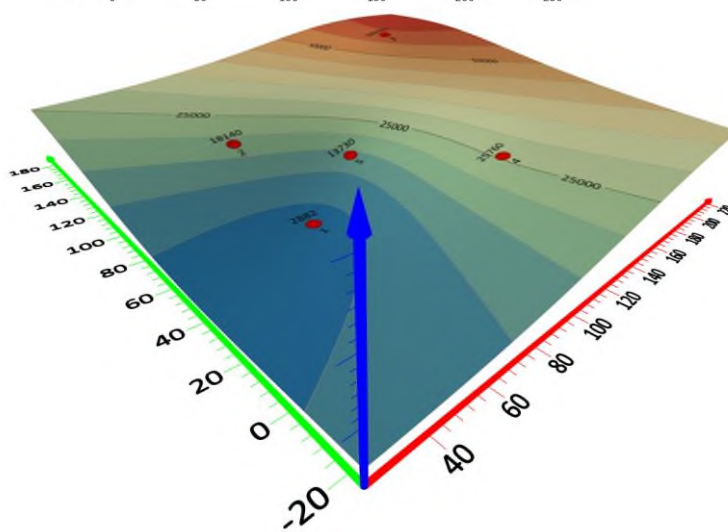
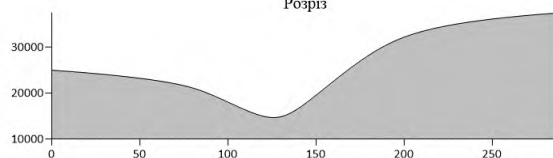




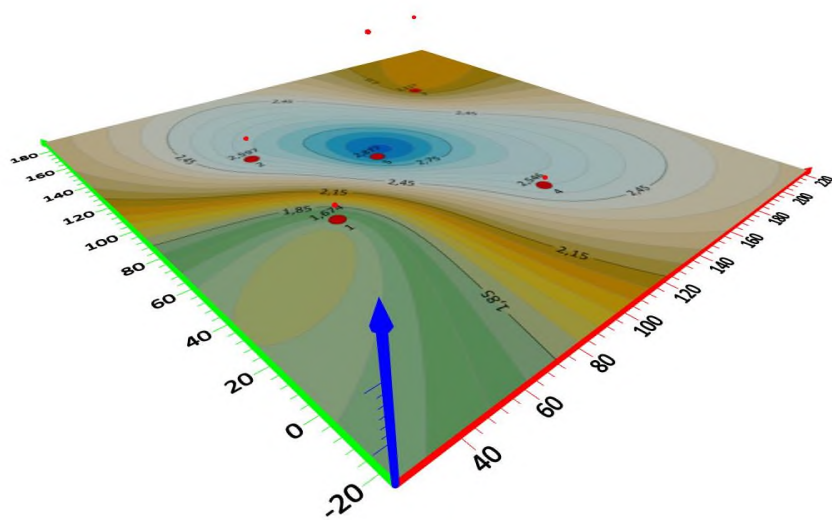
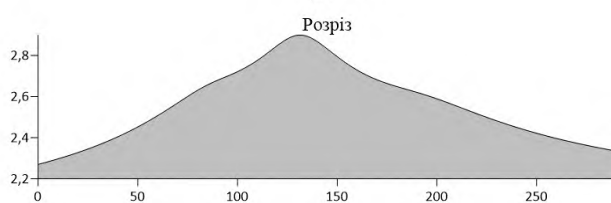
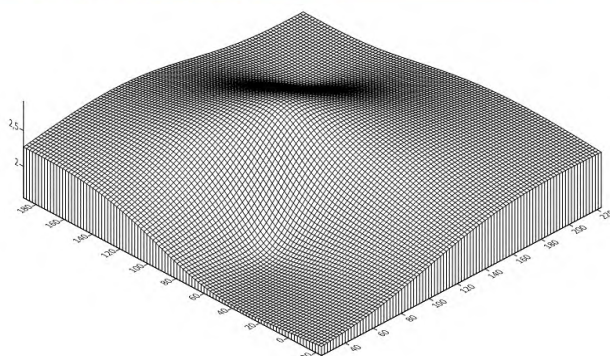
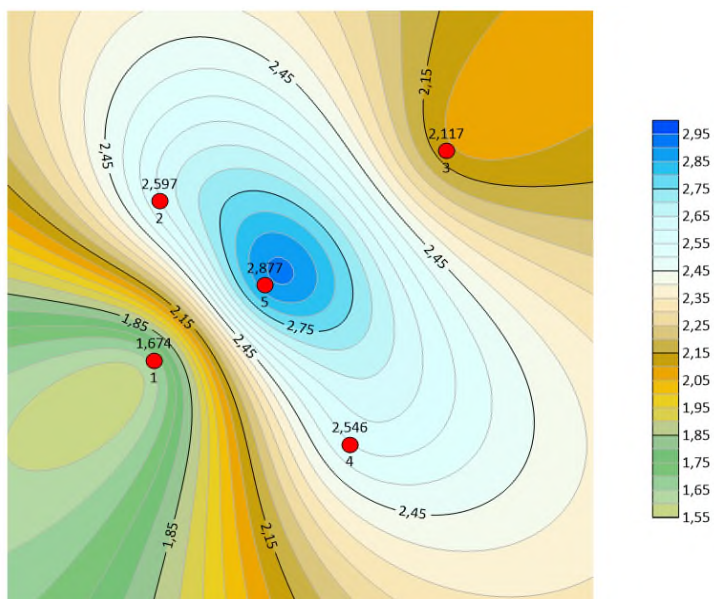
## Са (горизонт 0-15 см)



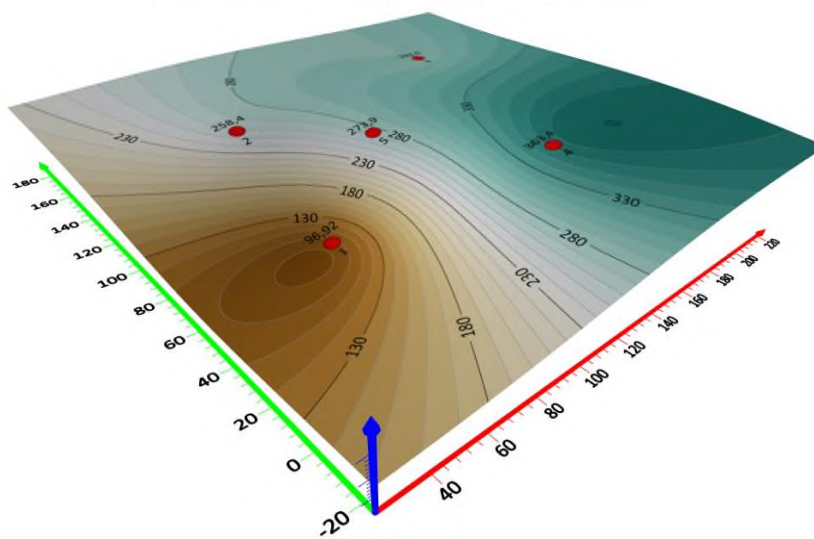
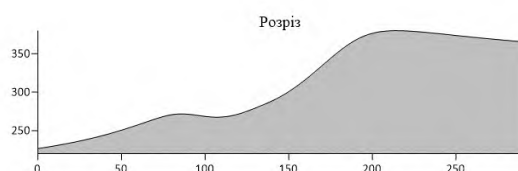
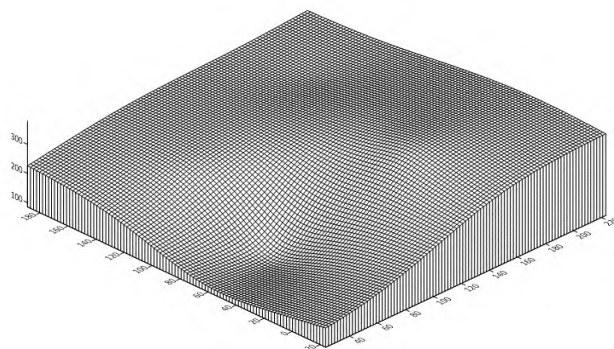
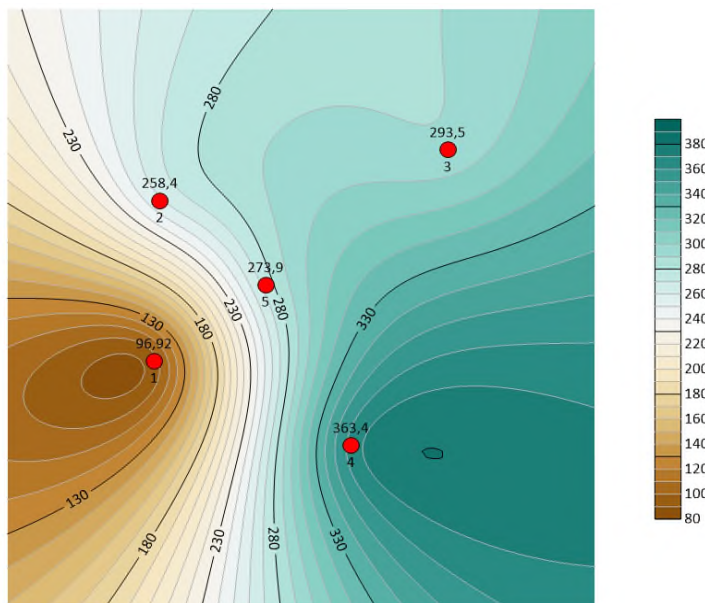
Розріз



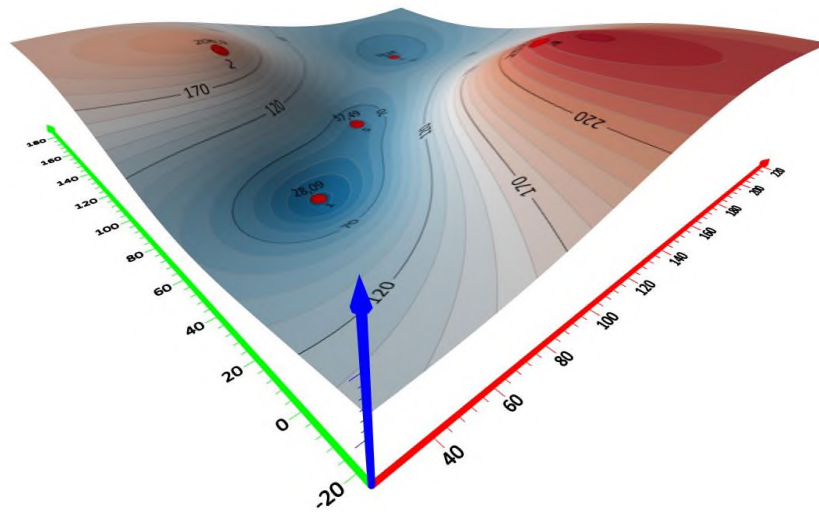
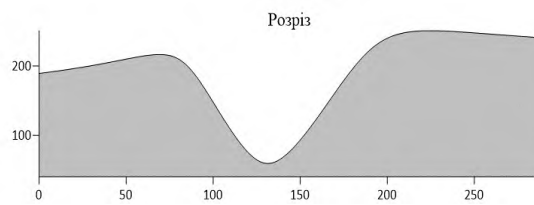
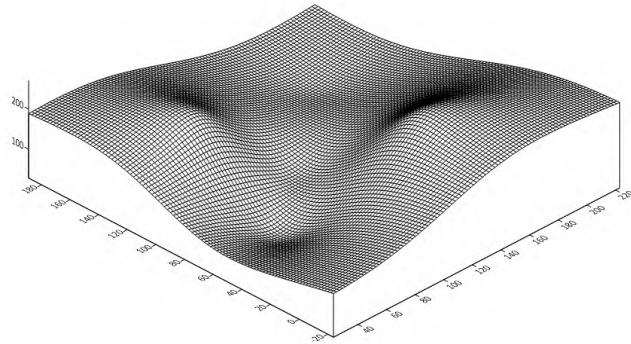
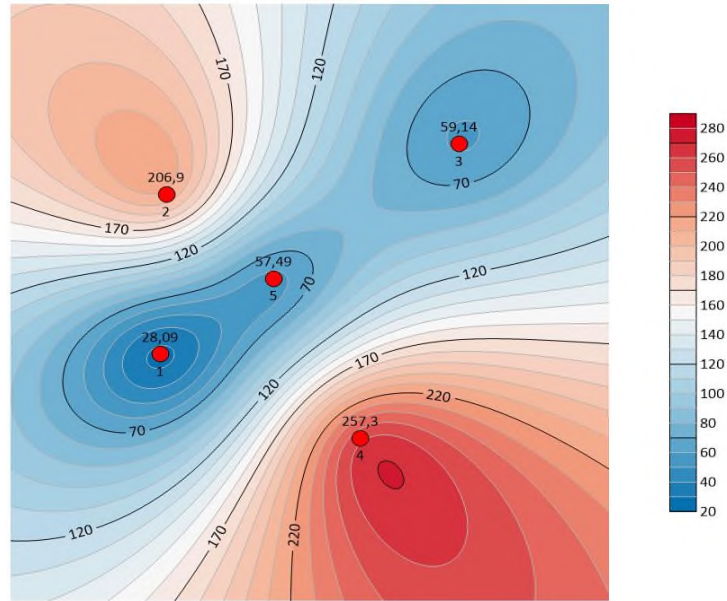
## Cd-3V (горизонт 0-15 см)



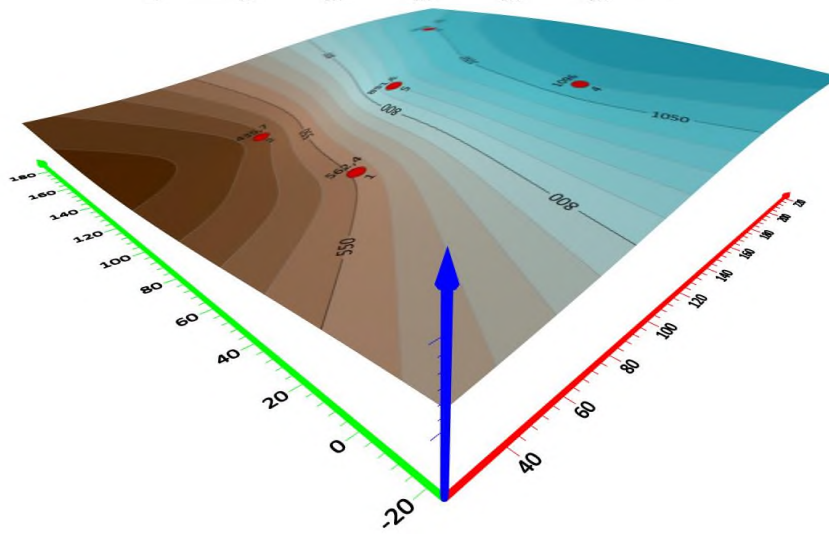
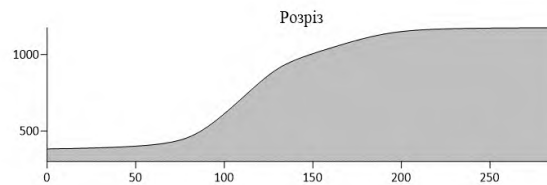
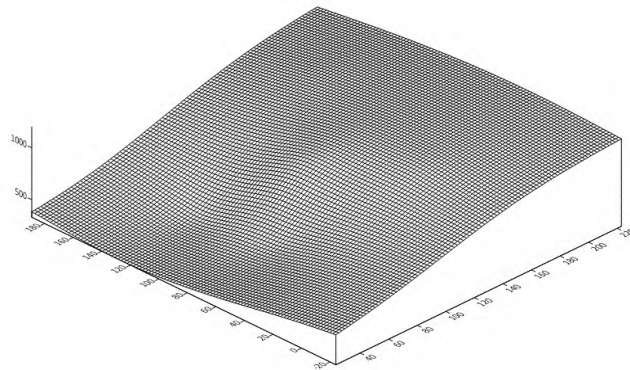
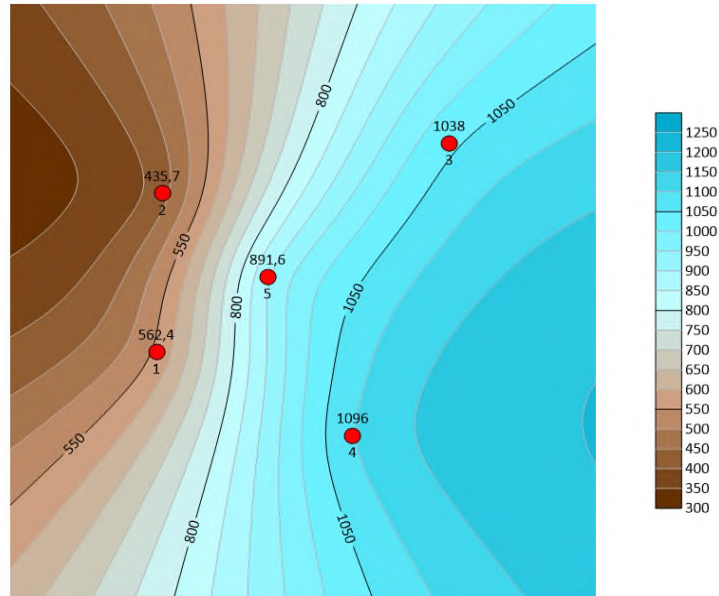
## Се (горизонт 0-15 см)



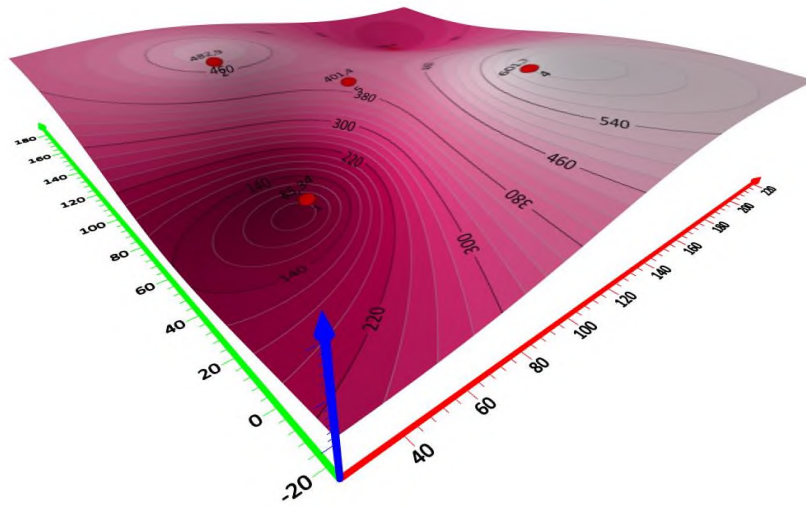
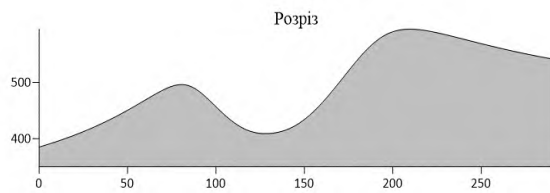
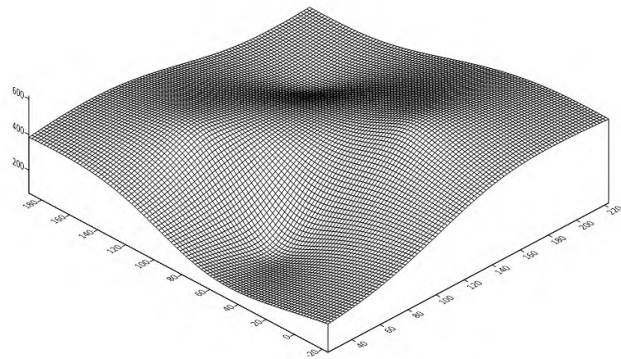
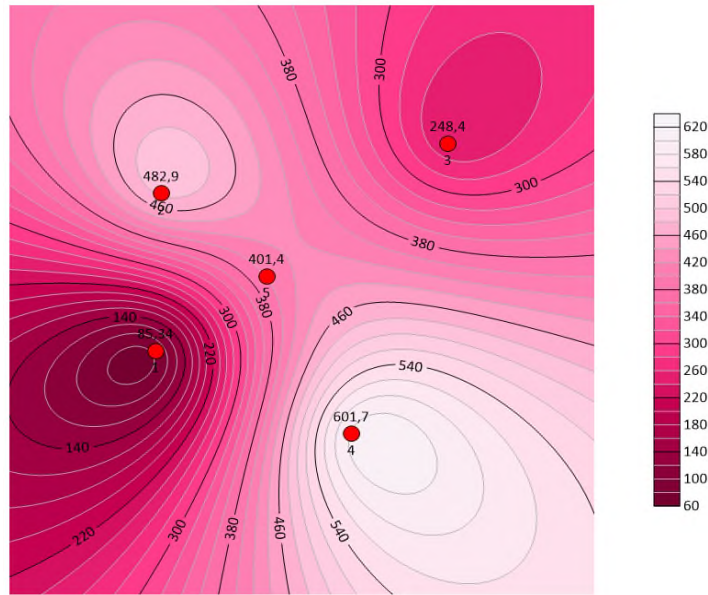
## Co15-3V (горизонт 0-15 см)



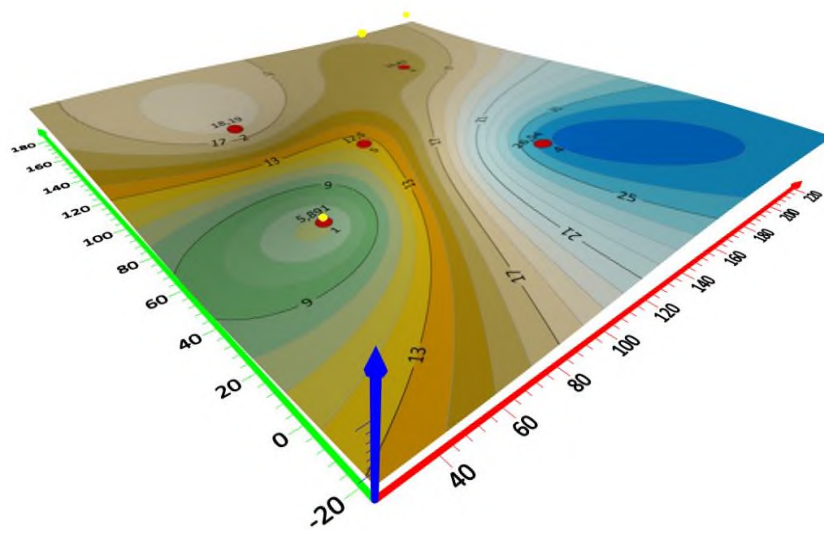
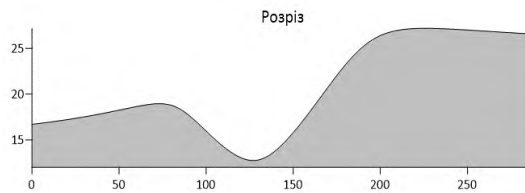
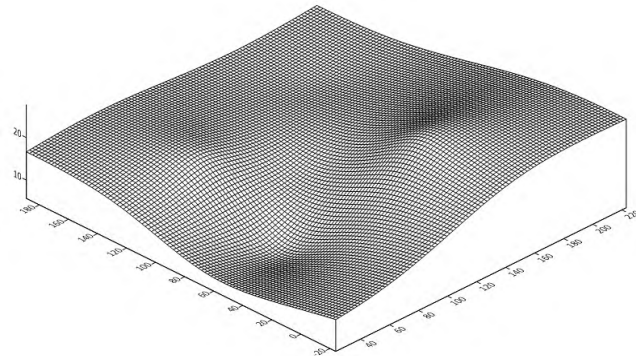
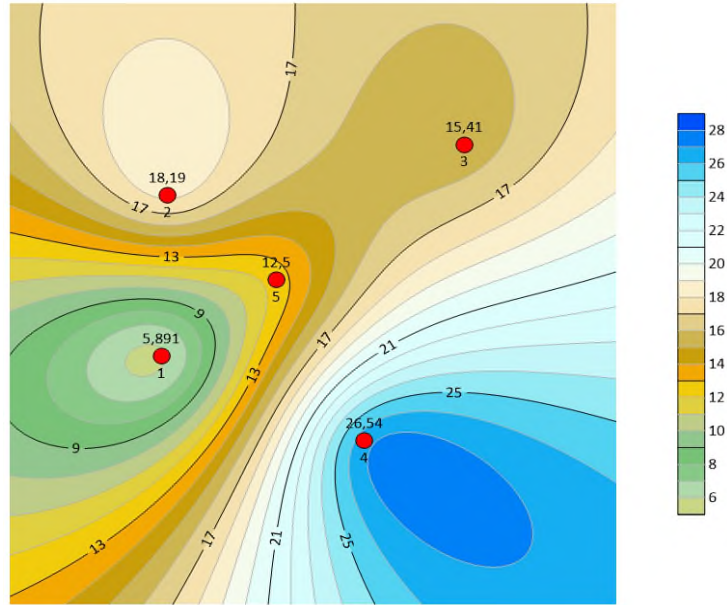
## Cr15-3V (горизонт 0-15 см)



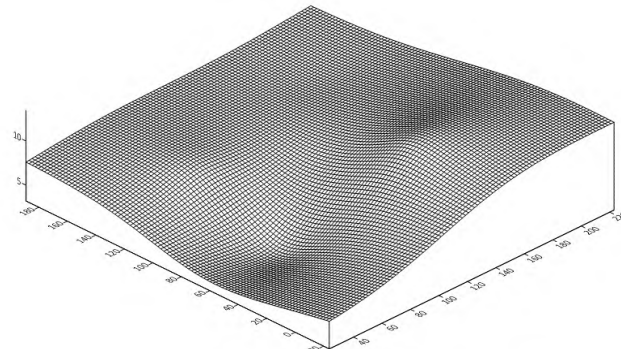
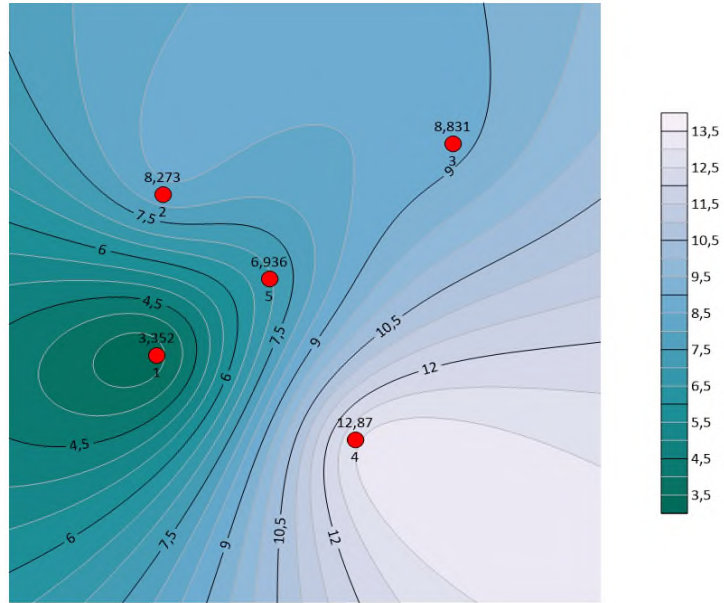
Cu15-3V (горизонт 0-15 см)



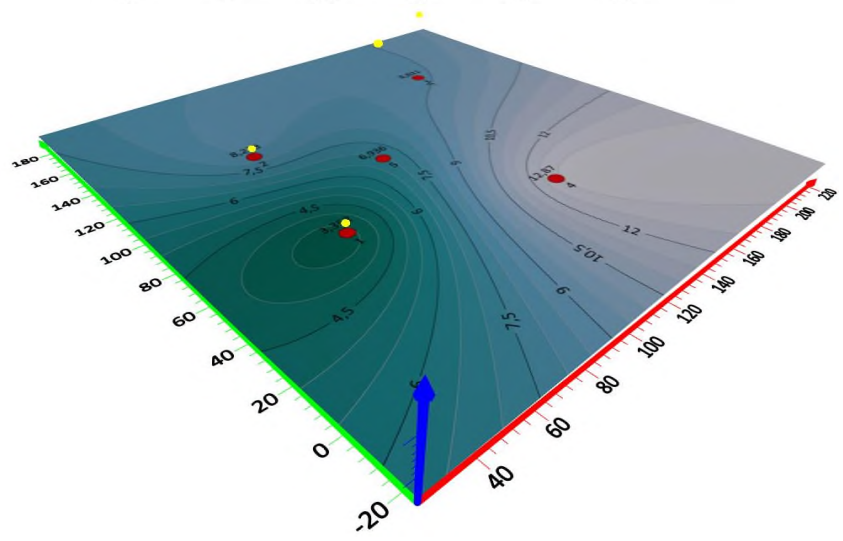
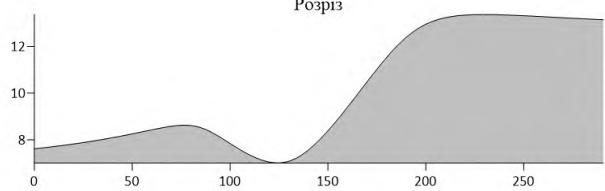
## Ду (горизонт 0-15 см)



Ег (горизонт 0-15 см)

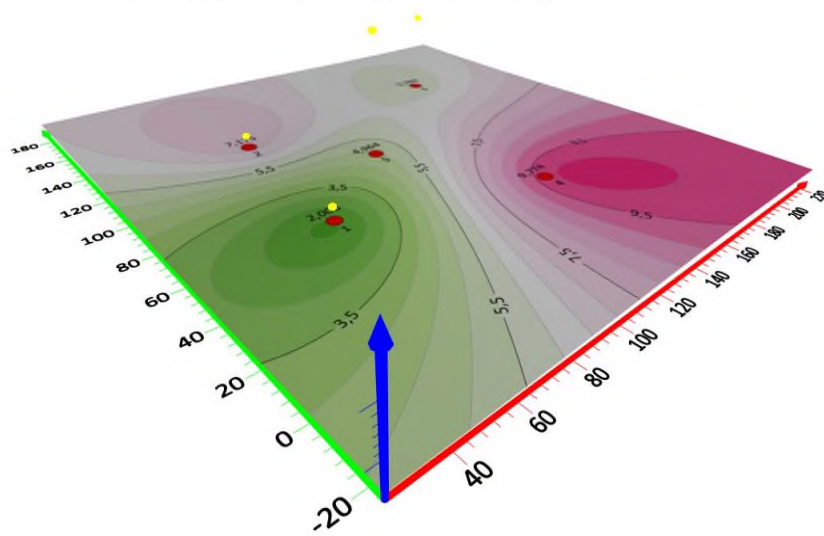
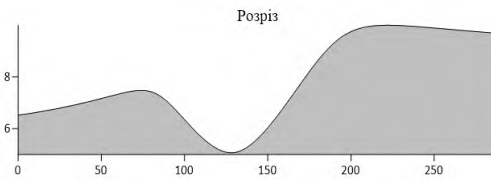
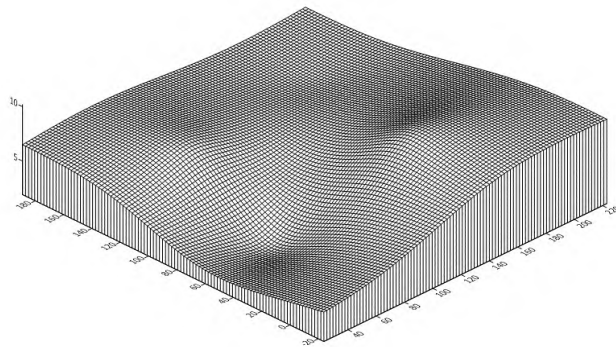
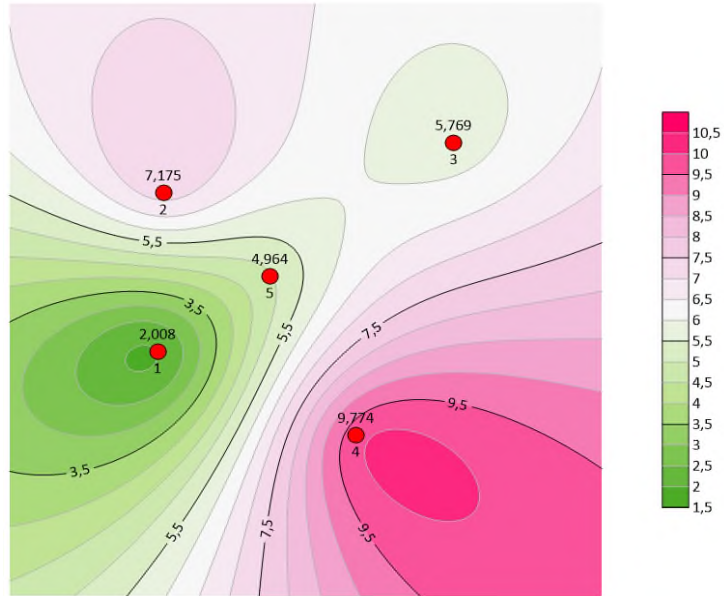


Розріз

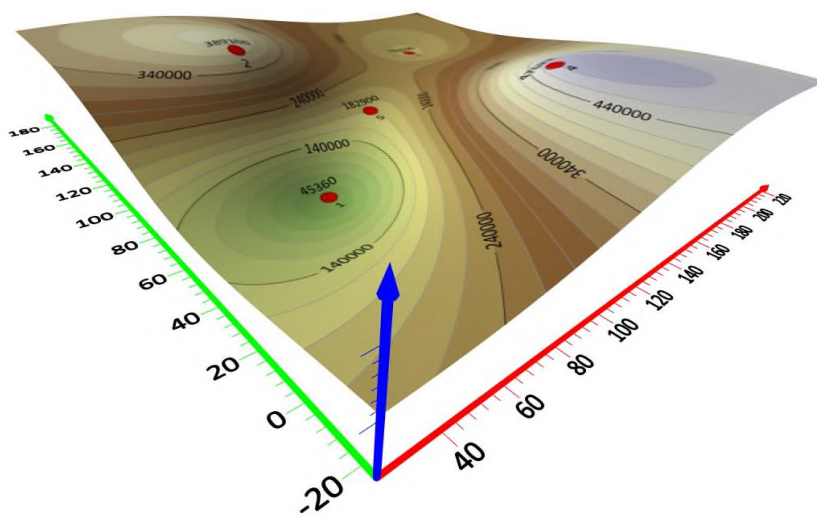
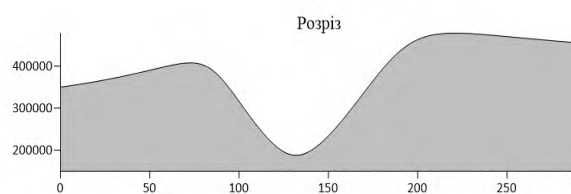
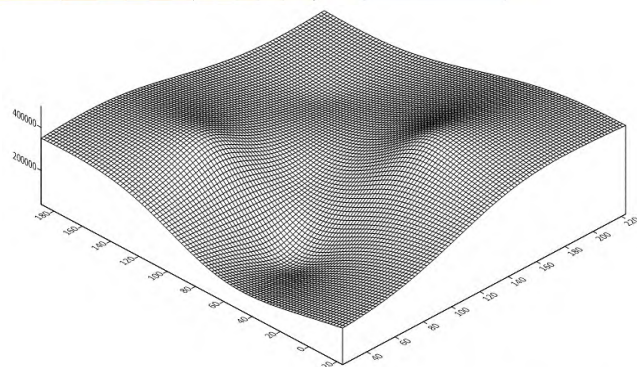
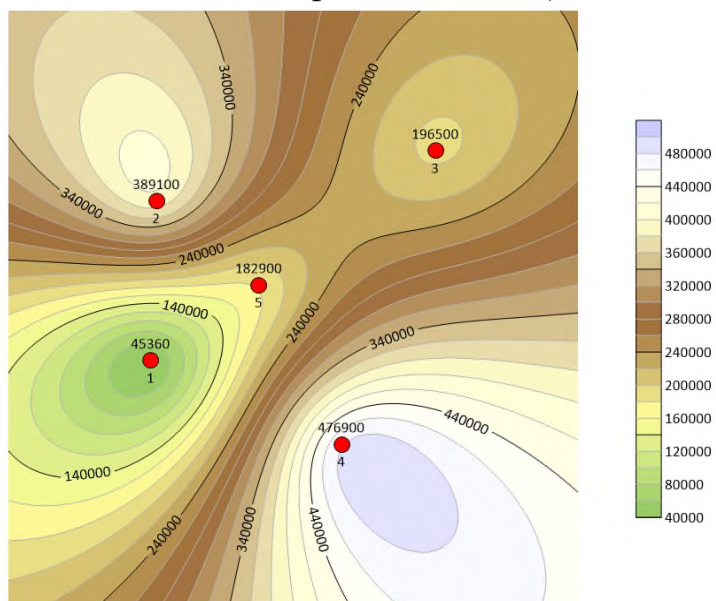




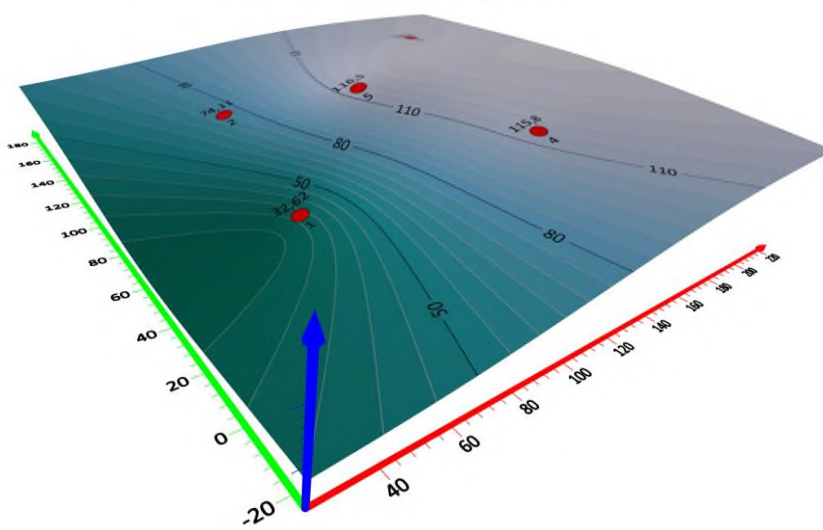
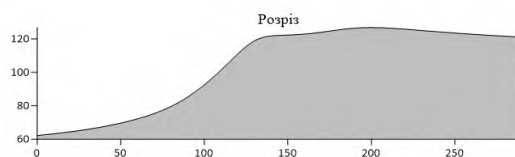
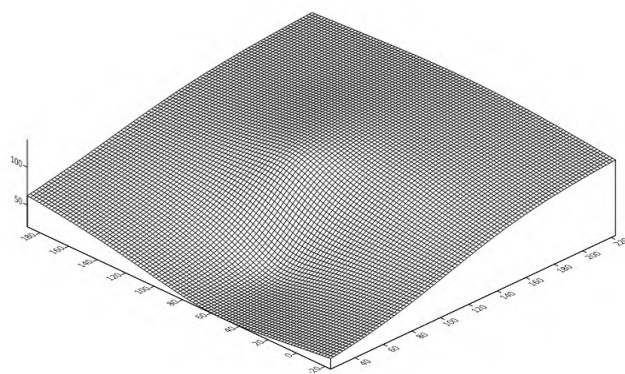
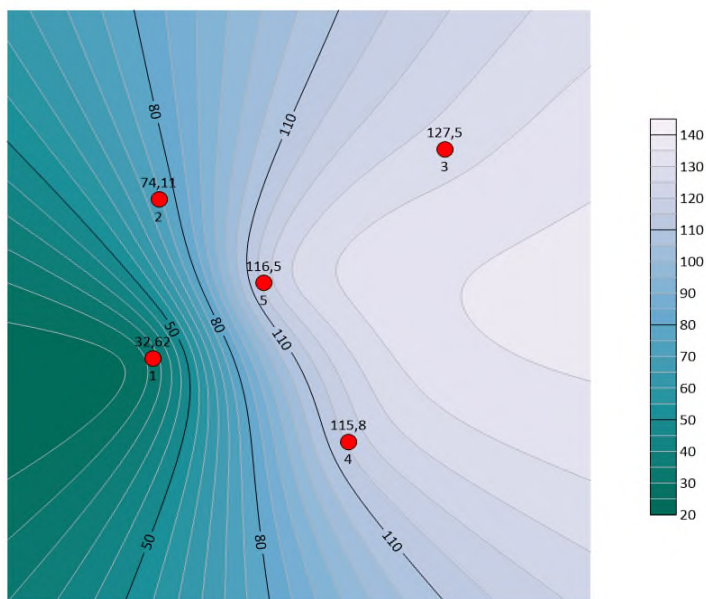
Eu (горизонт 0-15 см)



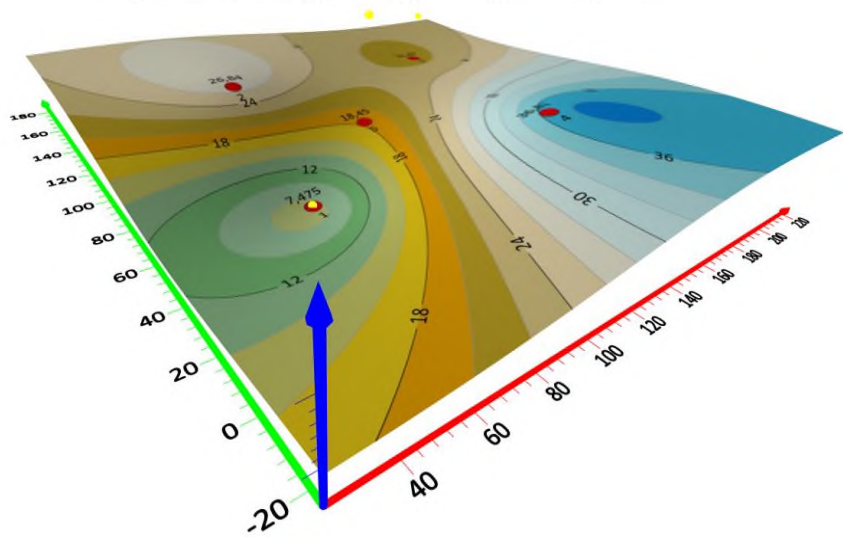
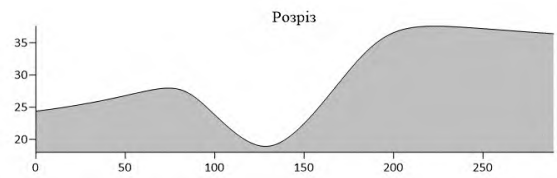
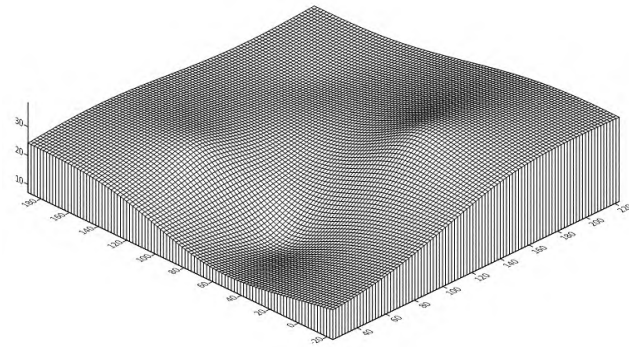
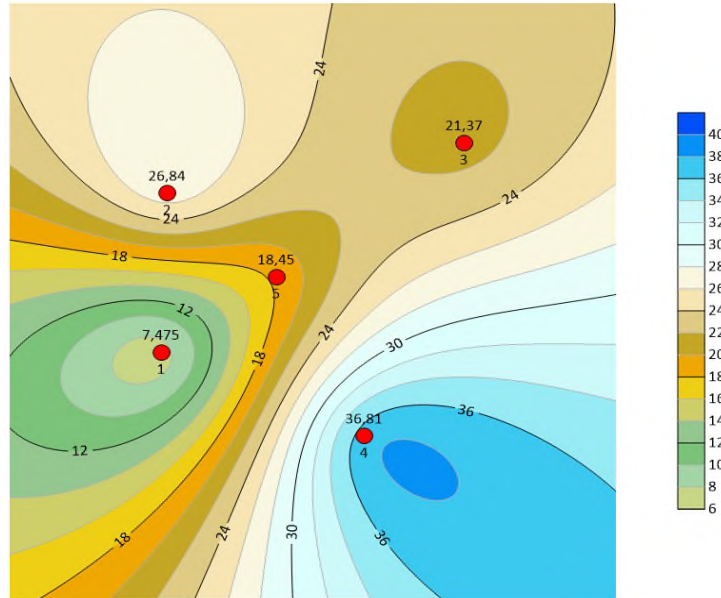
## Fe-3V (горизонт 0-15 см)



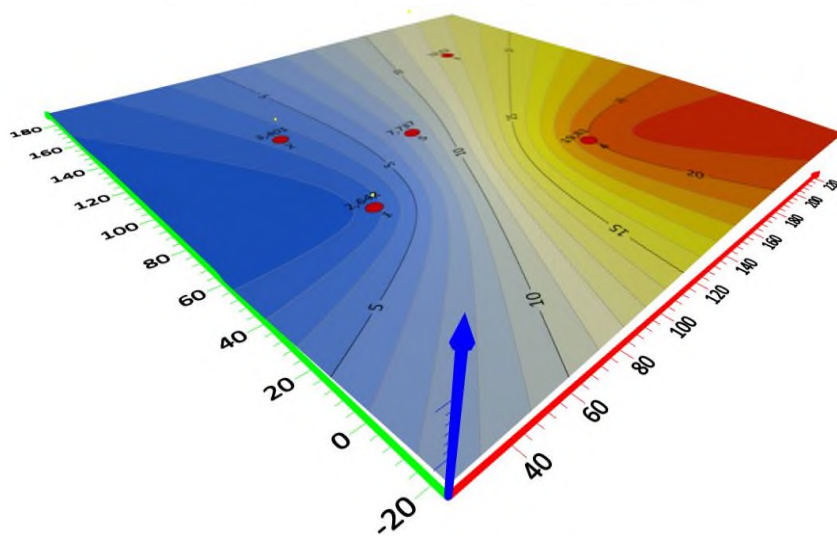
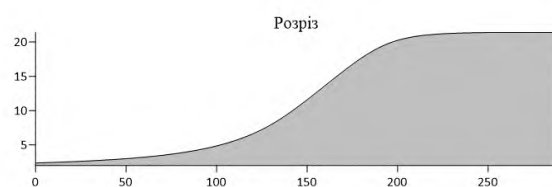
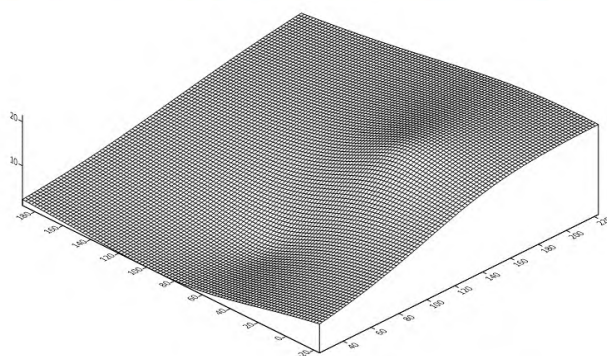
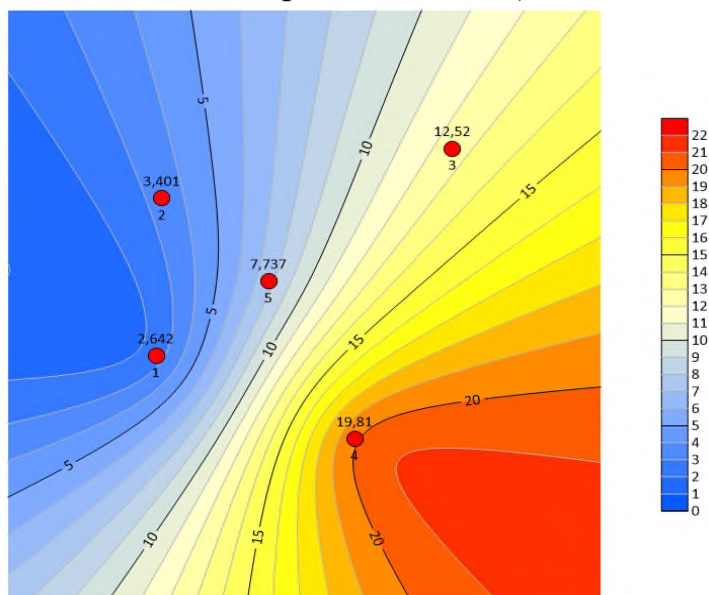
## Ga (горизонт 0-15 см)



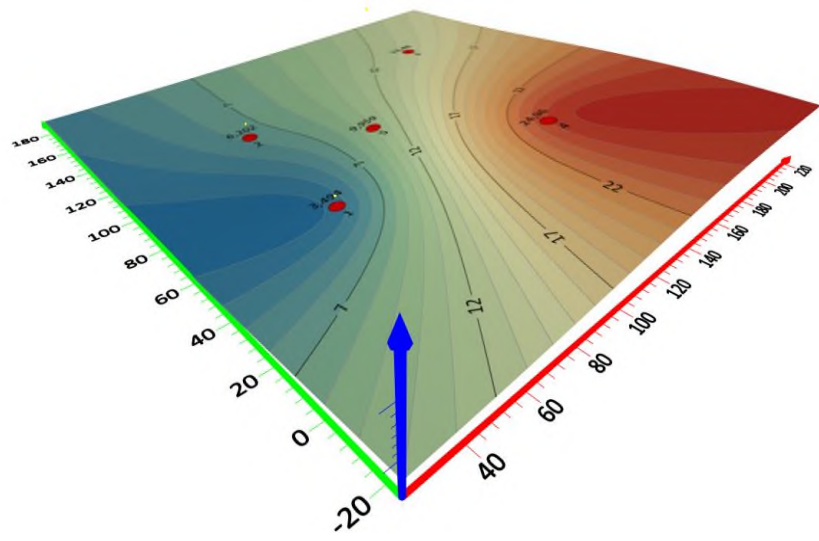
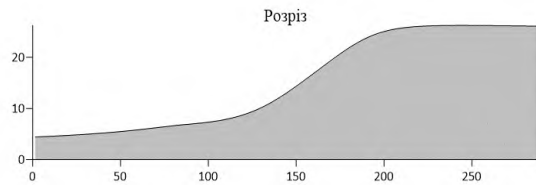
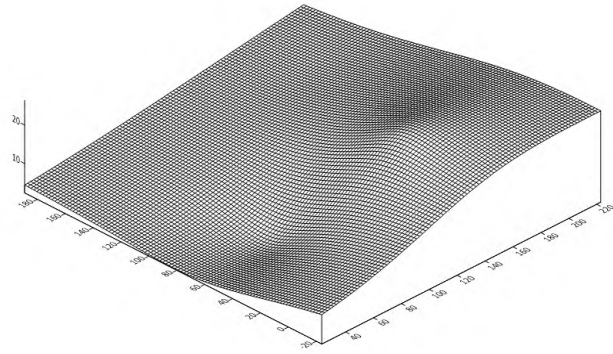
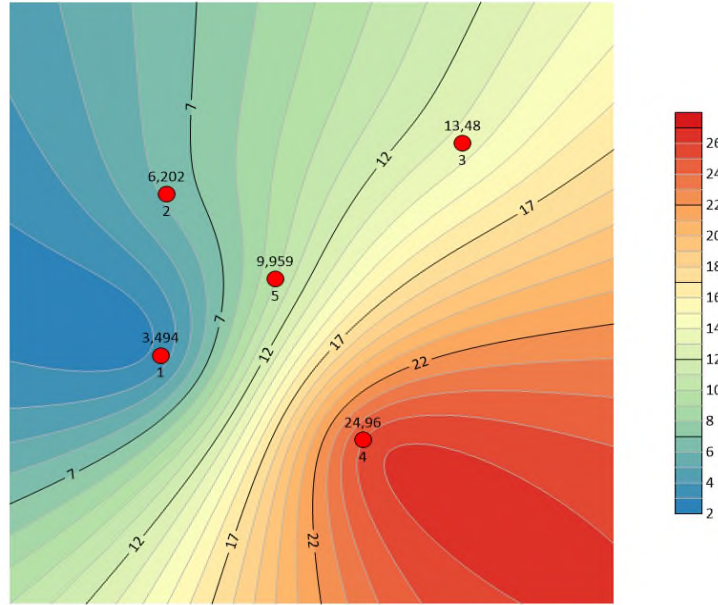
Gd (горизонт 0-15 см)



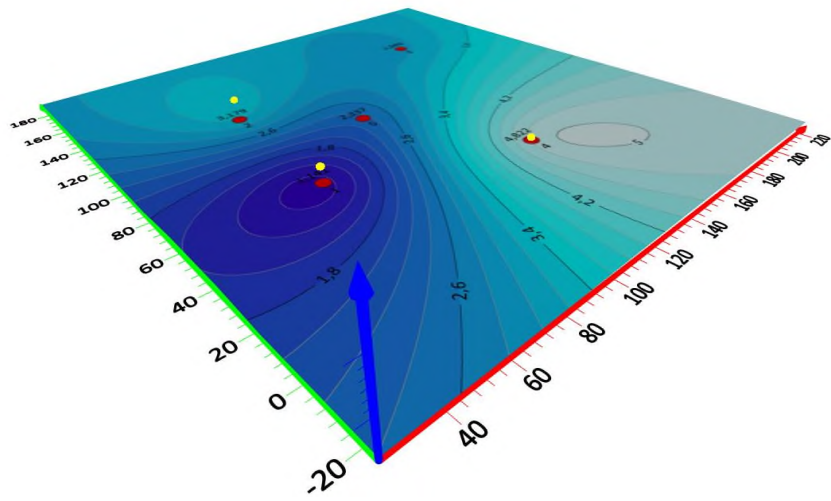
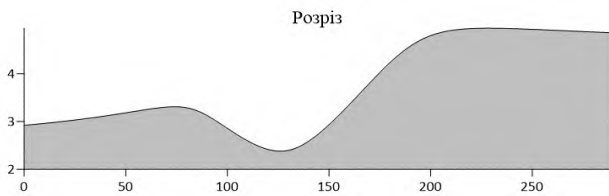
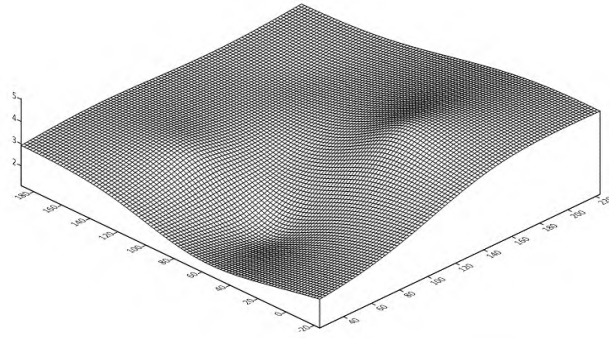
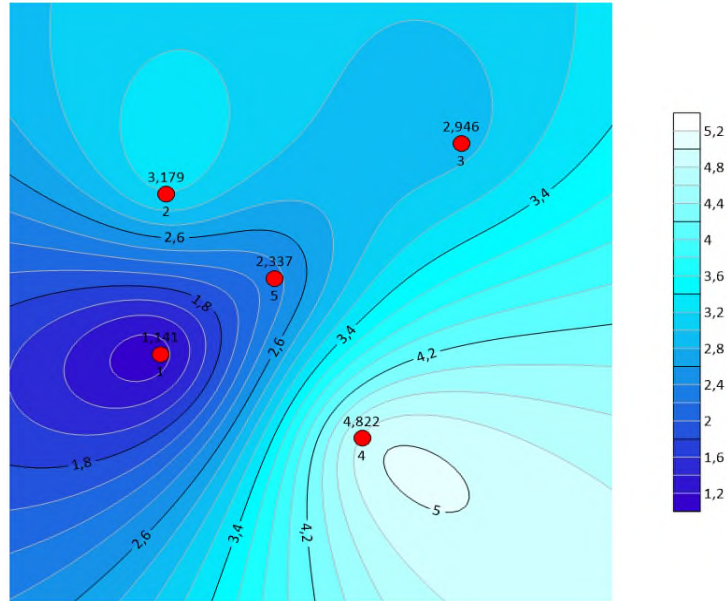
## Ge (горизонт 0-15 см)



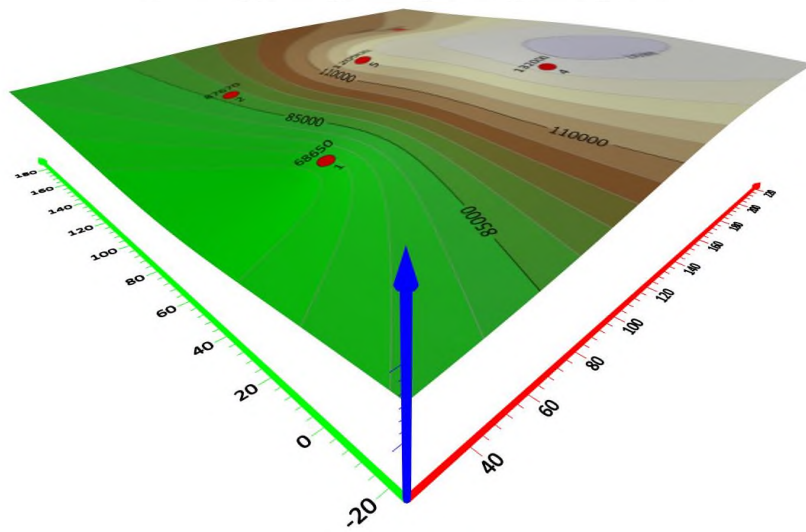
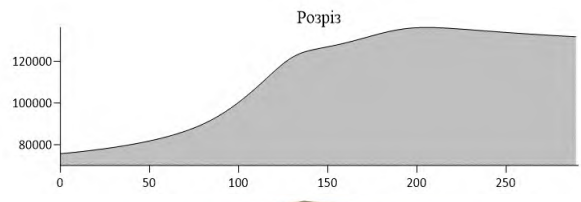
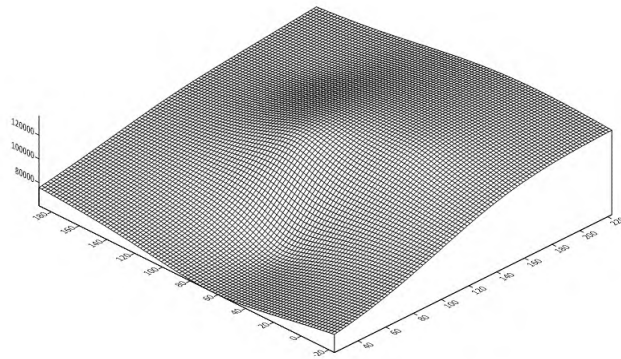
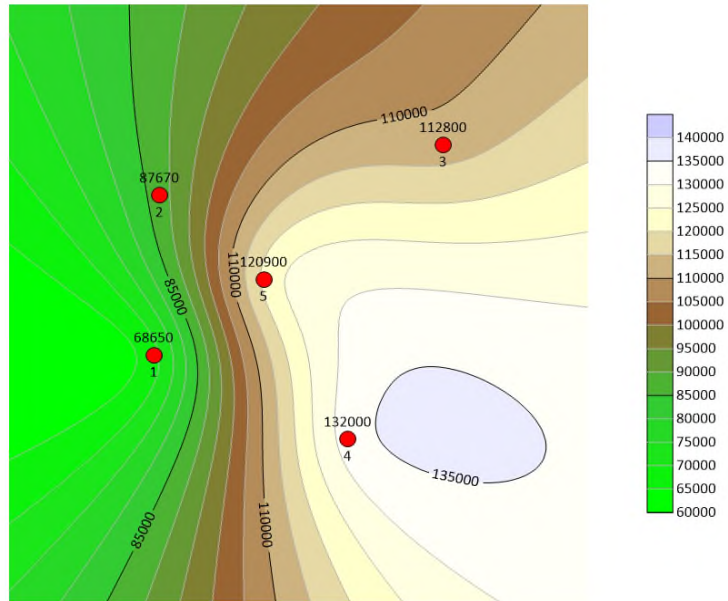
Ge-3V (горизонт 0-15 см)



Но (горизонт 0-15 см)

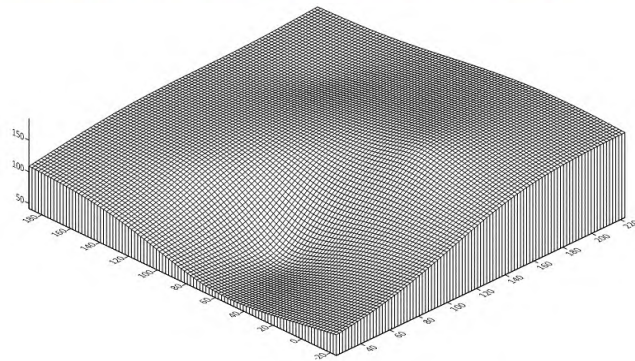
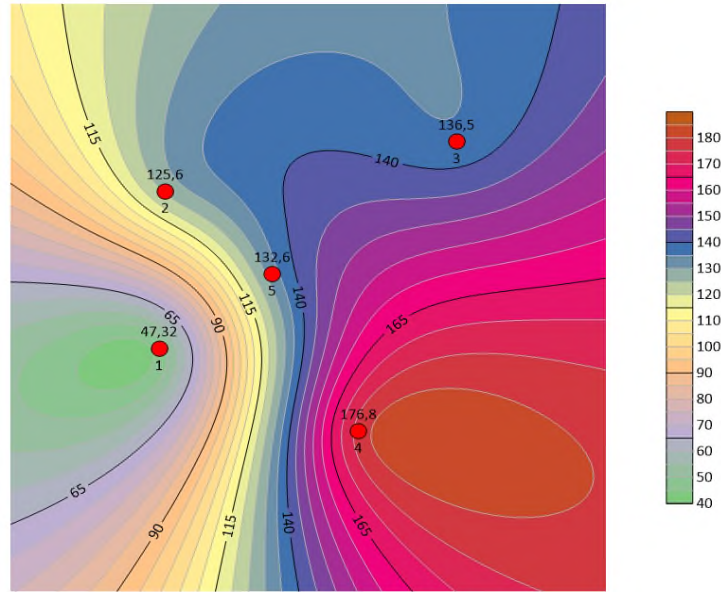


К-3V (горизонт 0-15 см)

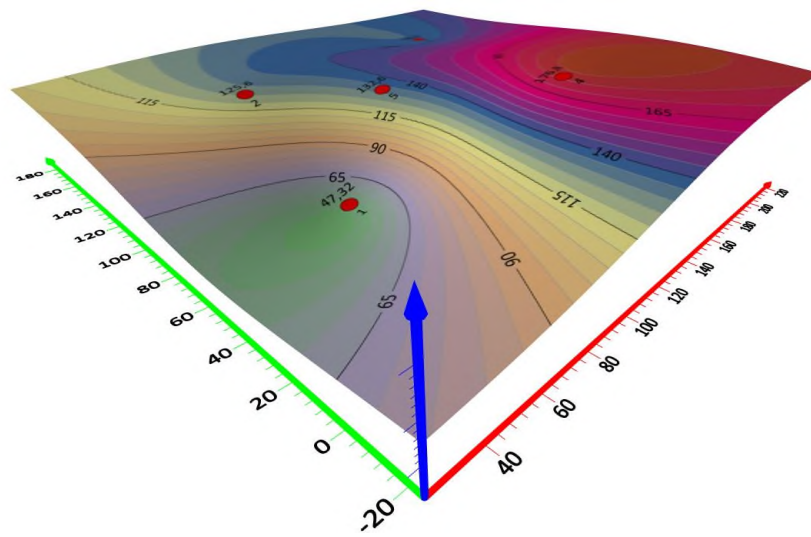
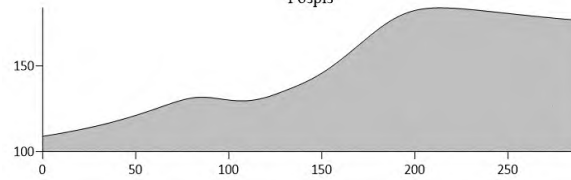




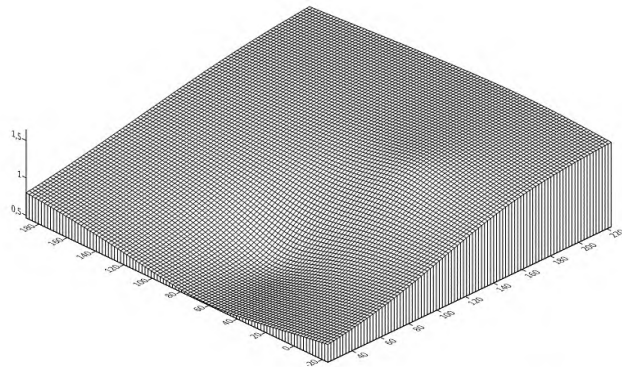
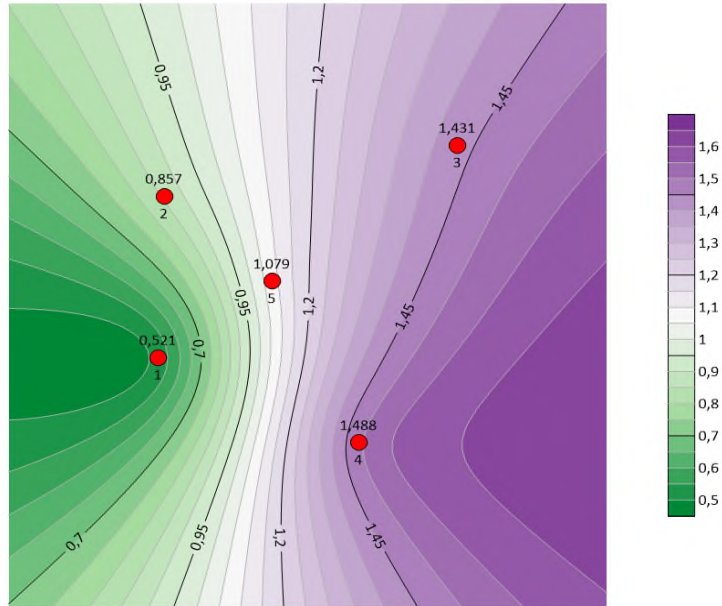
## La (горизонт 0-15 см)



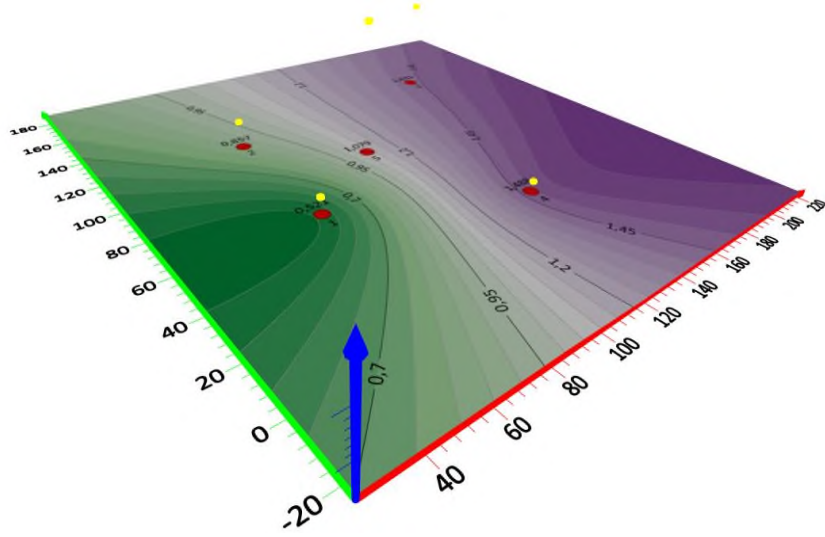
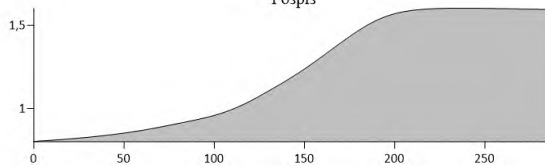
Розріз



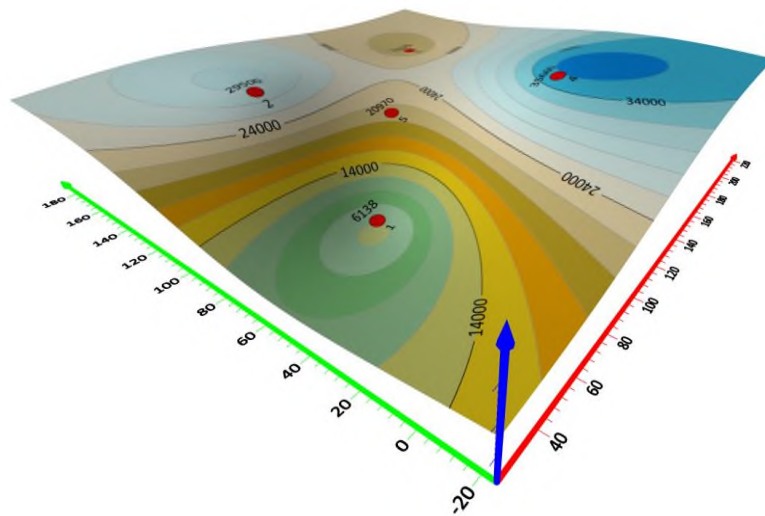
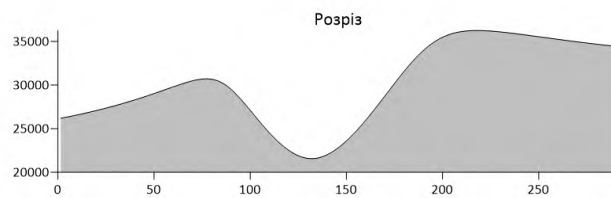
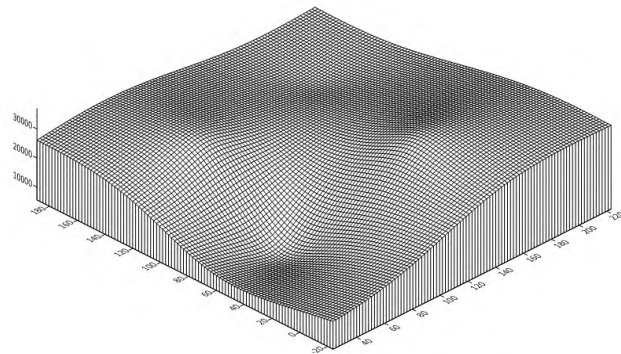
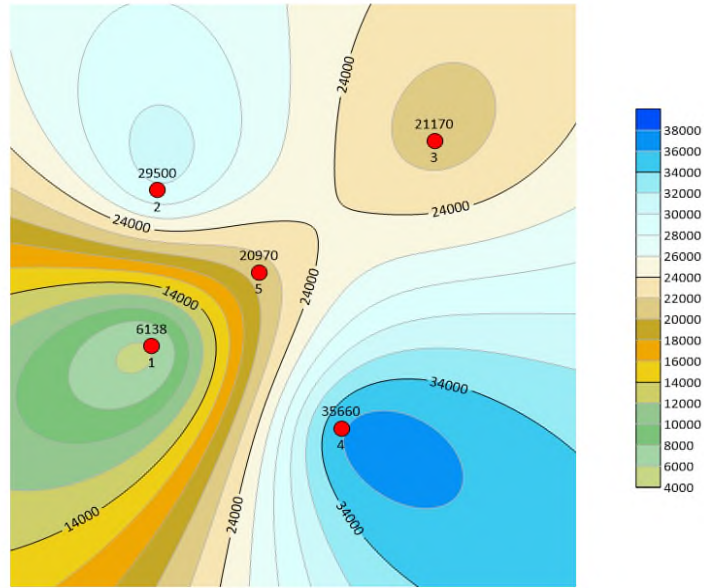
Lu (горизонт 0-15 см)



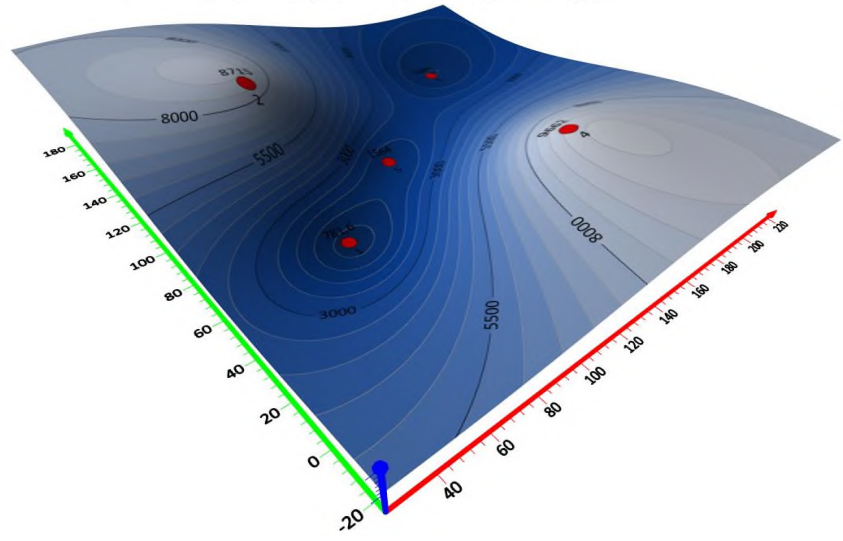
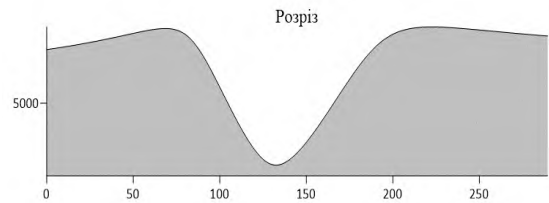
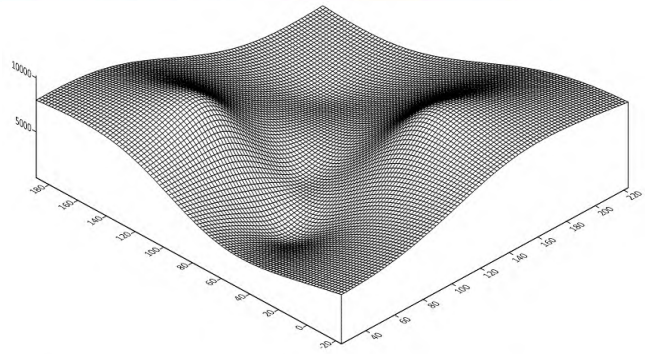
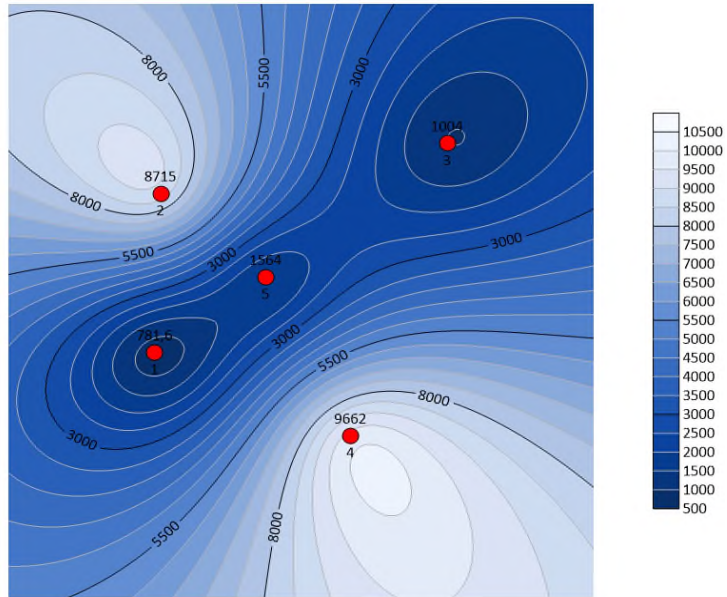
Розріз



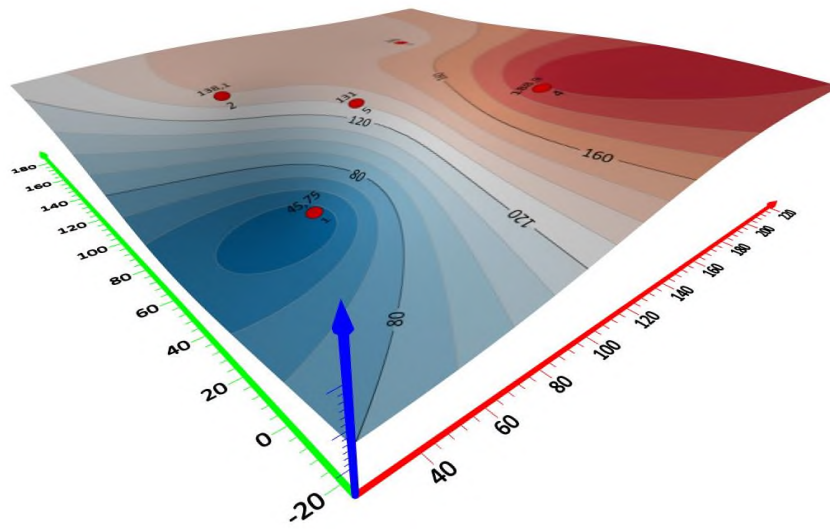
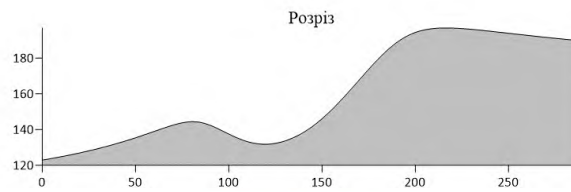
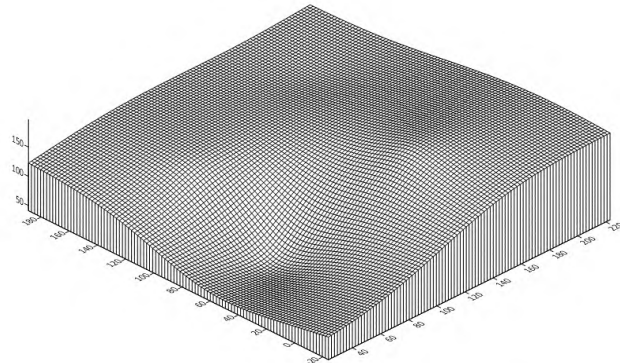
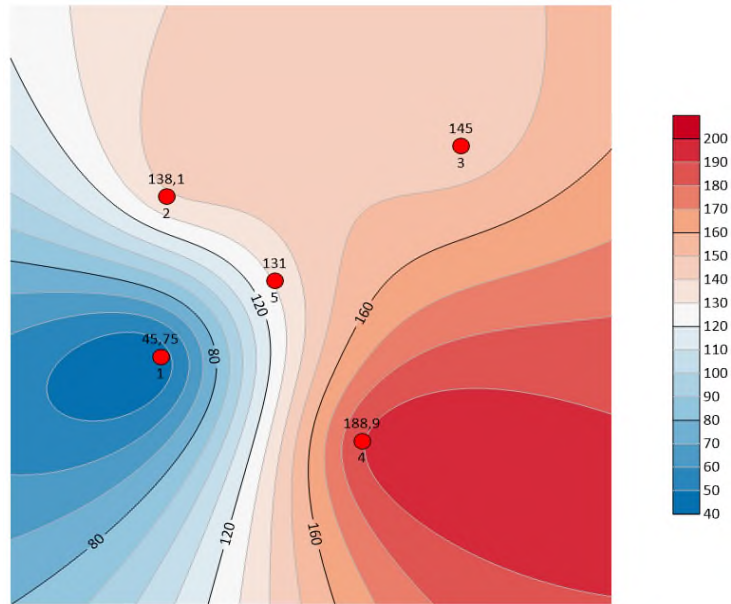
## Mg (горизонт 0-15 см)



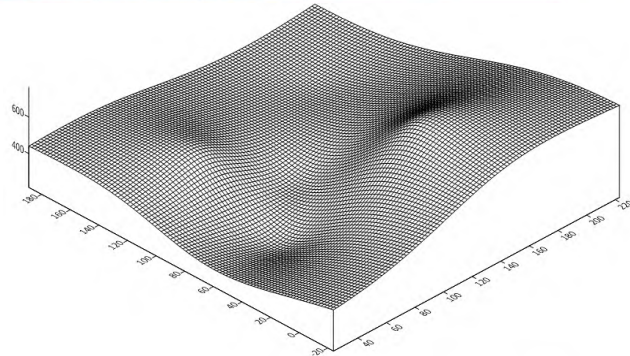
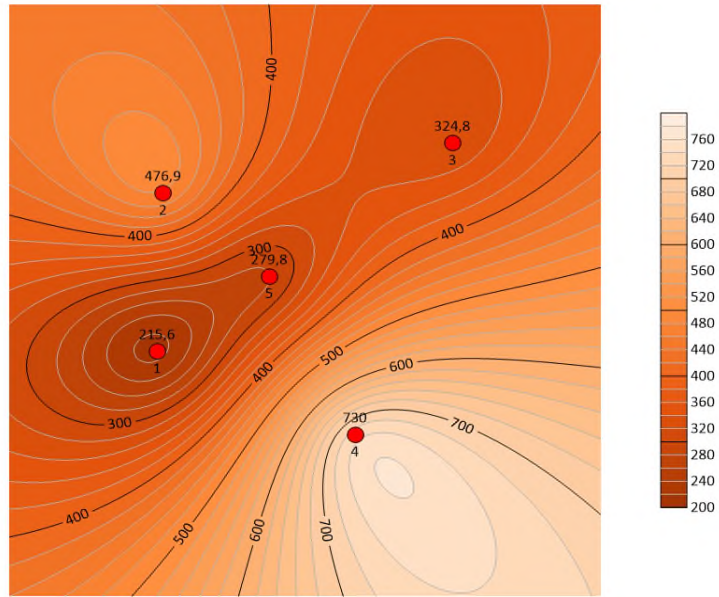
Мп-3V (горизонт 0-15 см)



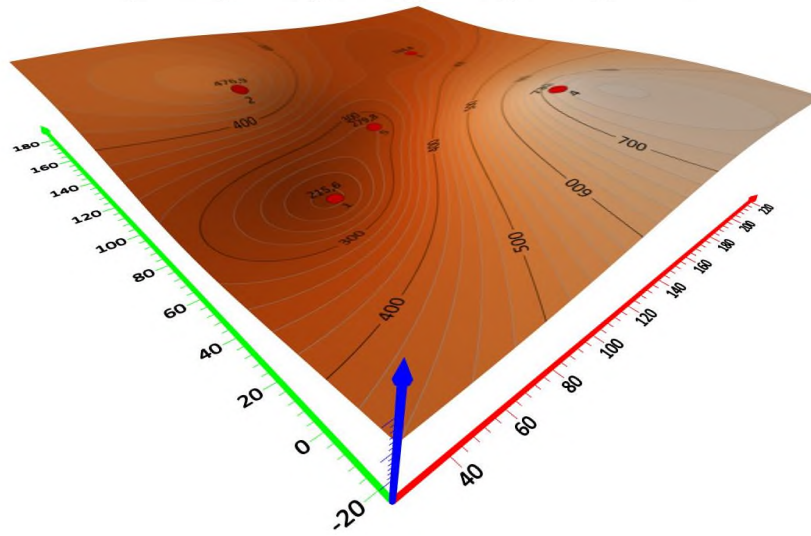
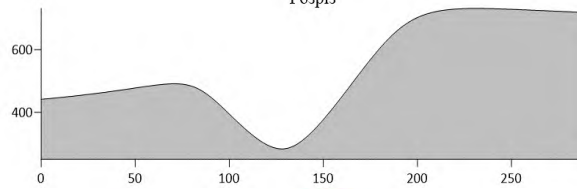
## Nd (горизонт 0-15 см)



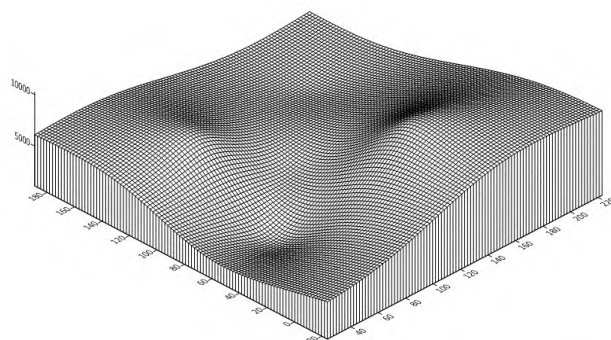
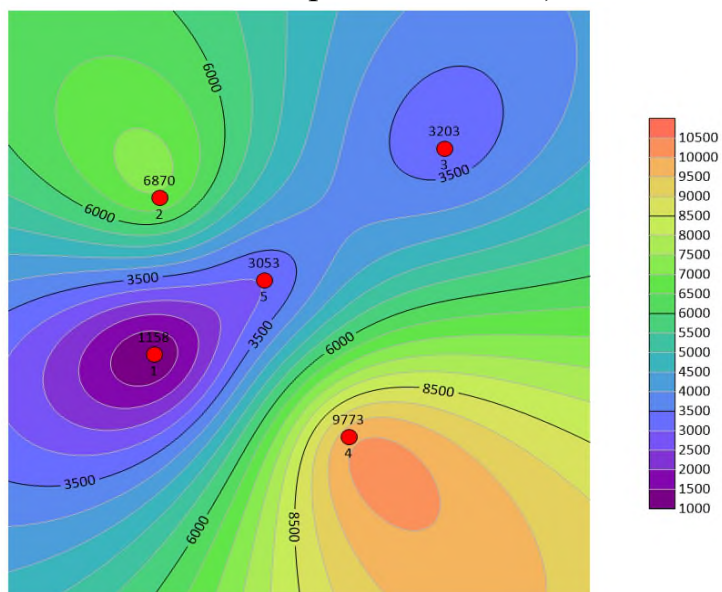
Ni-3V (горизонт 0-15 см)



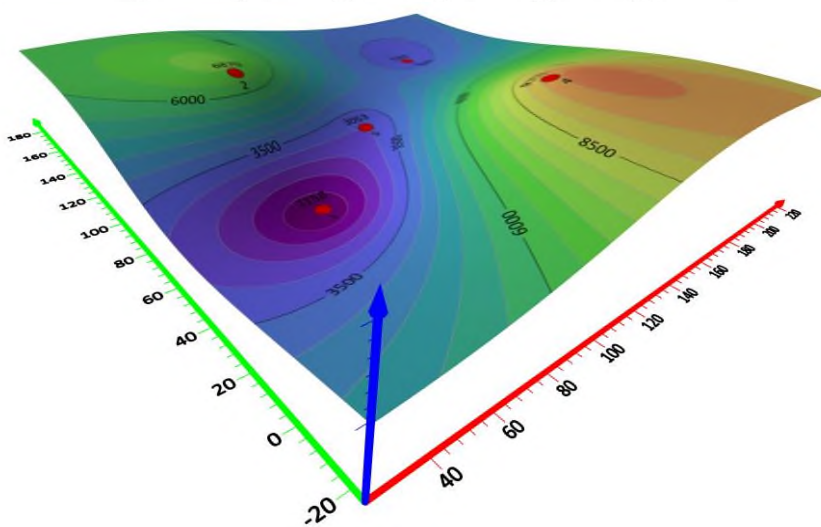
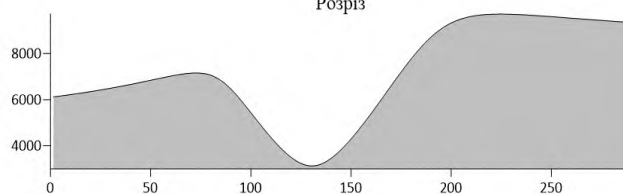
Розріз



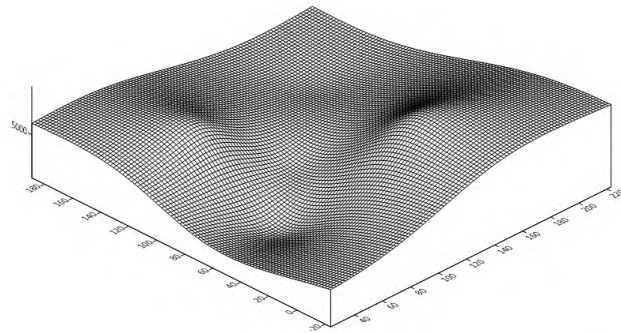
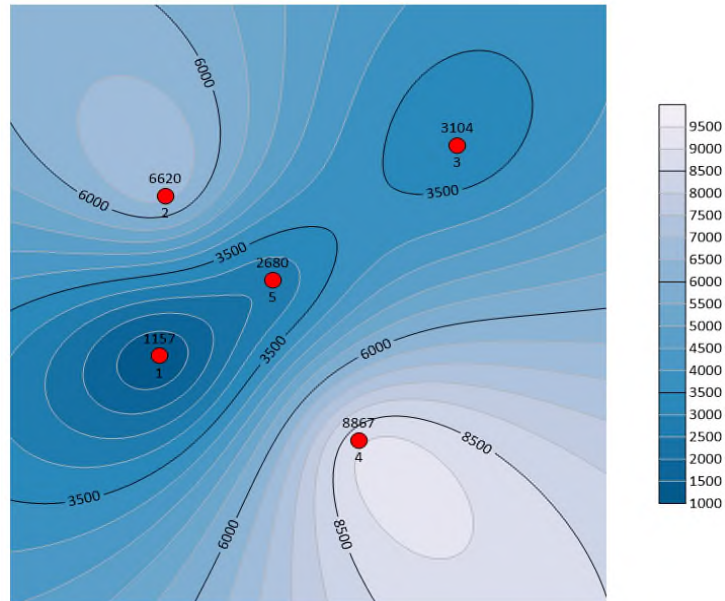
## Р-0V (горизонт 0-15 см)



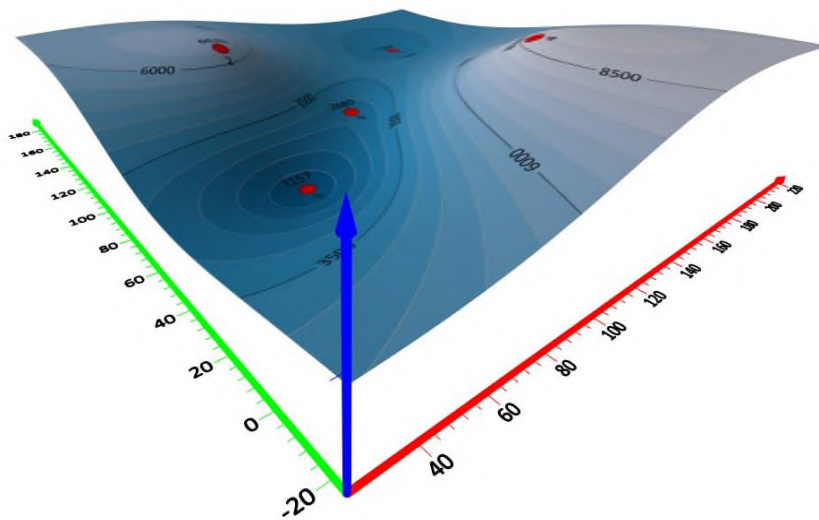
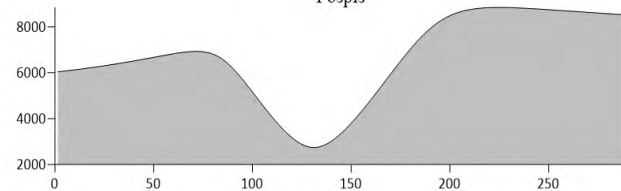
Розріз



## Р-3V (горизонт 0-15 см)

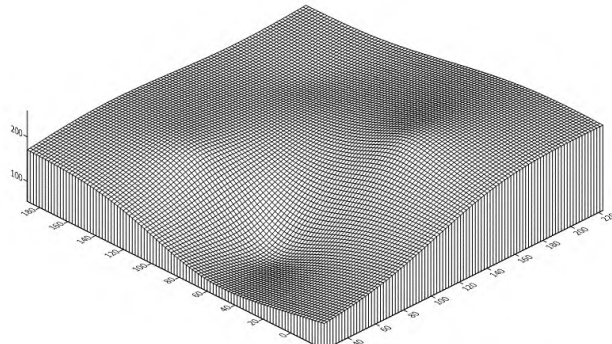
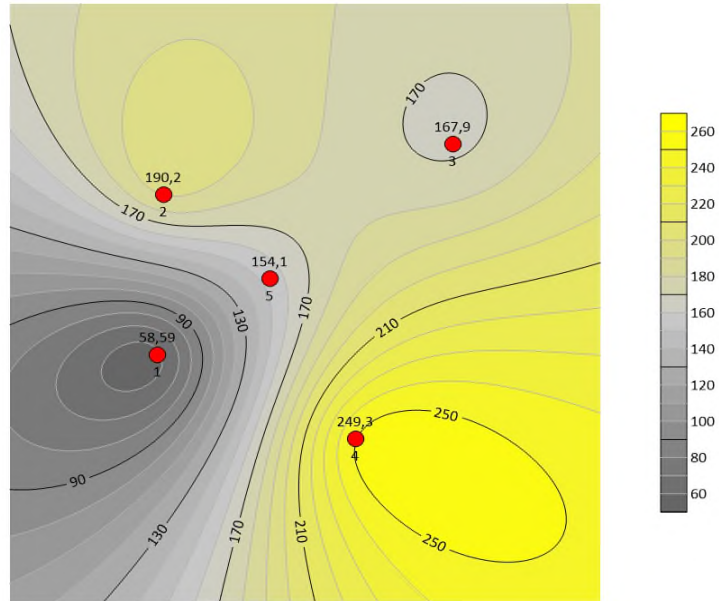


Розріз

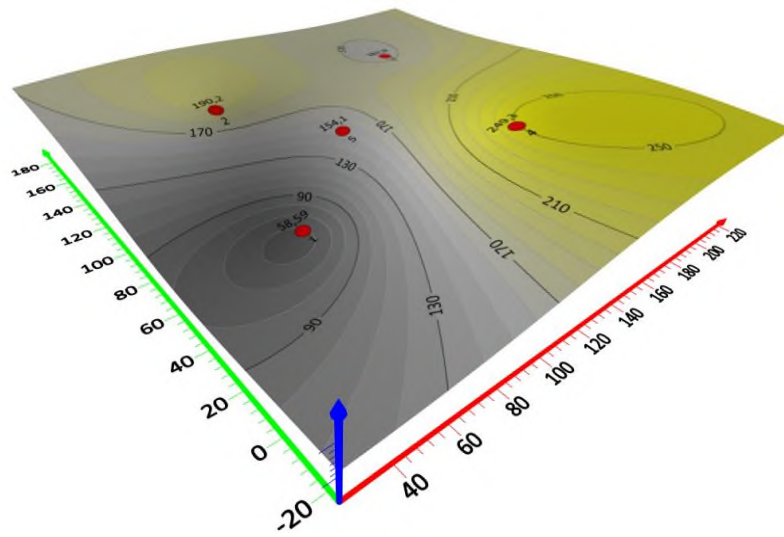
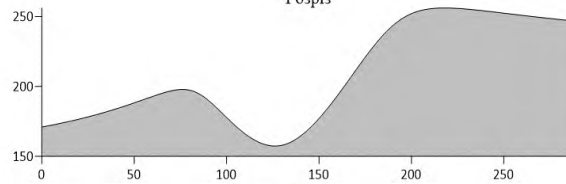




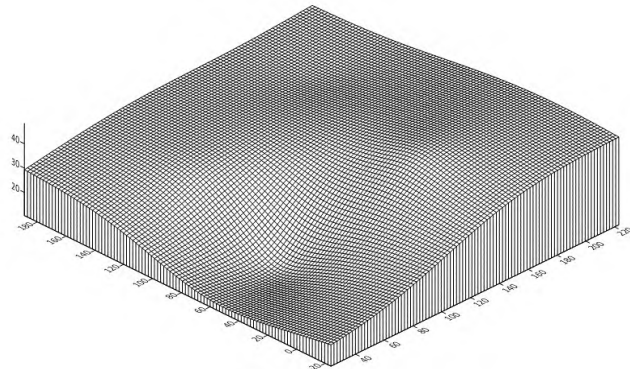
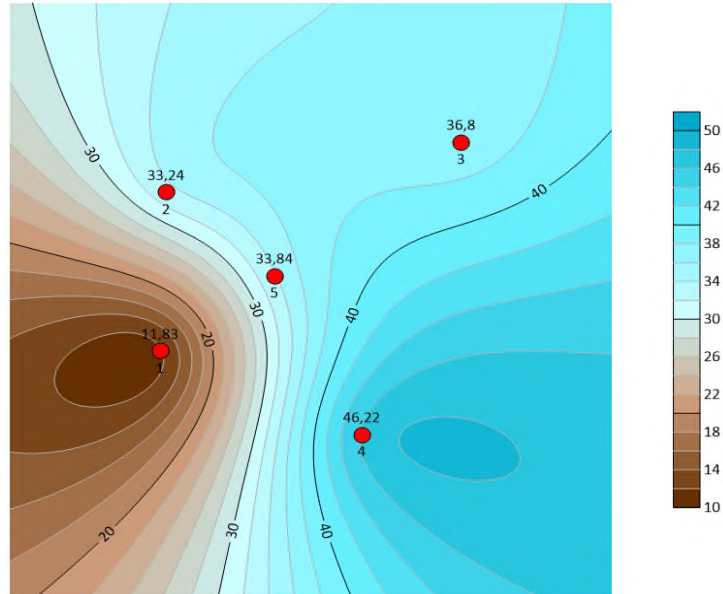
## Pb (горизонт 0-15 см)



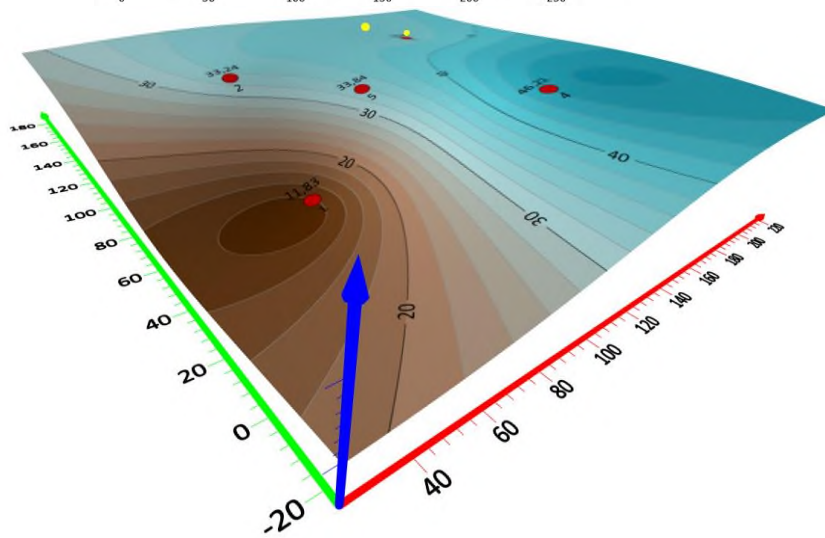
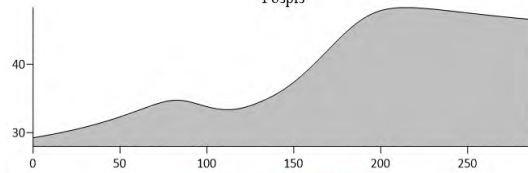
Розріз



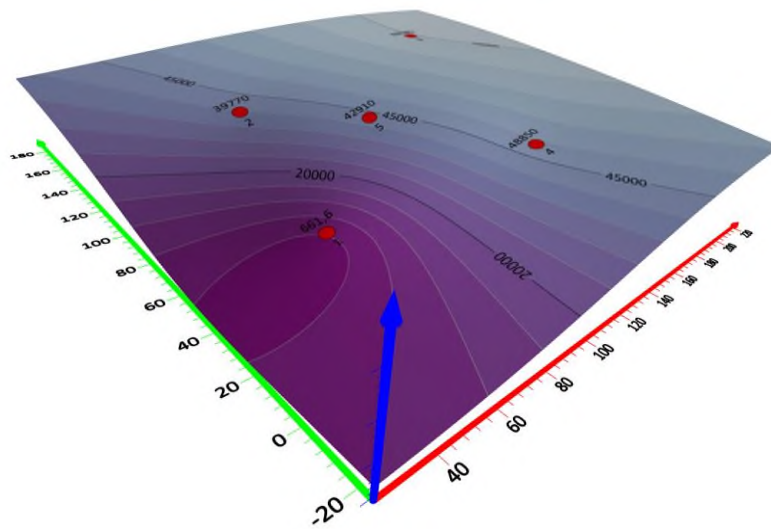
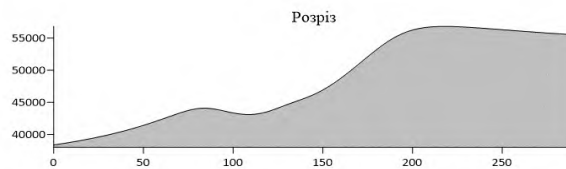
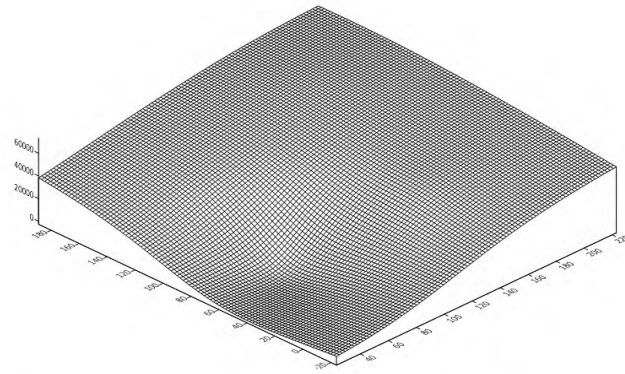
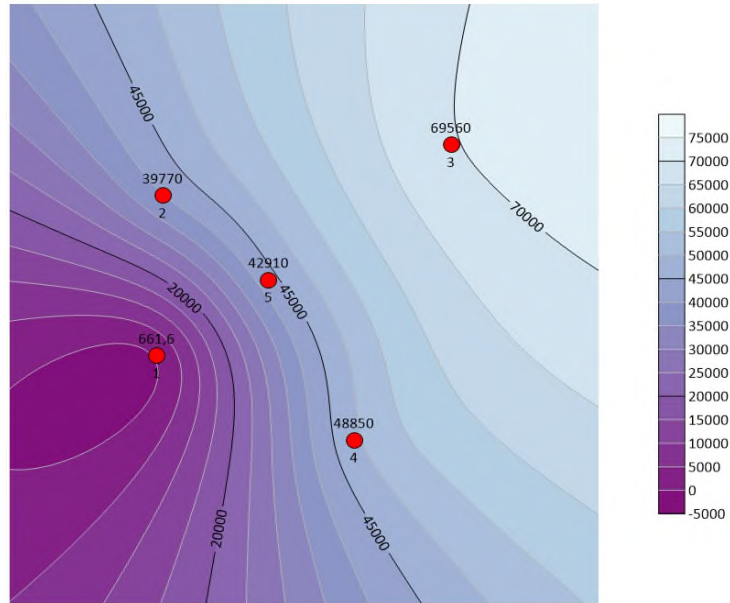
## Pr (горизонт 0-15 см)



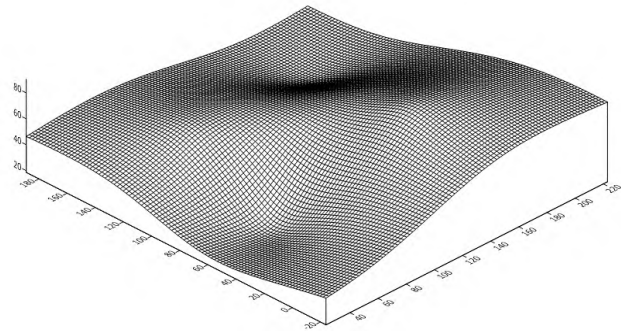
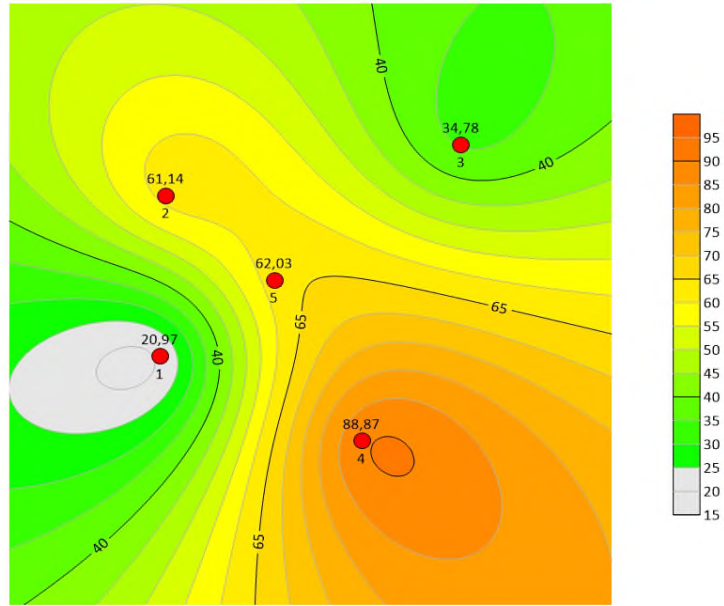
Розріз



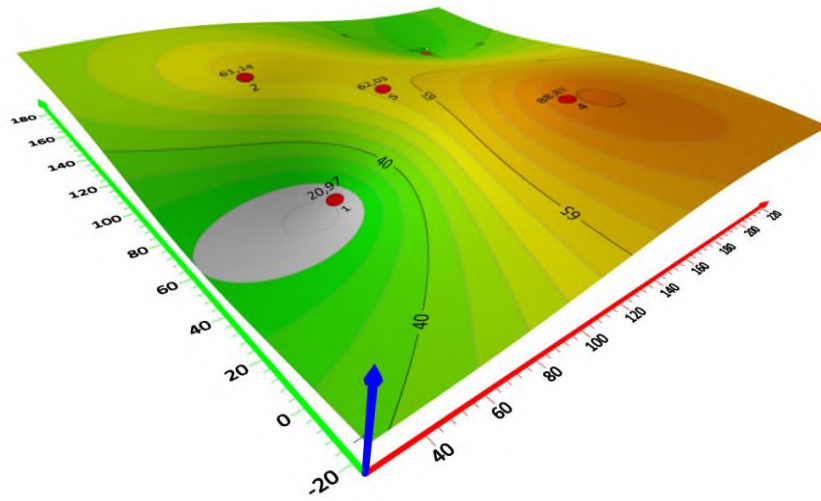
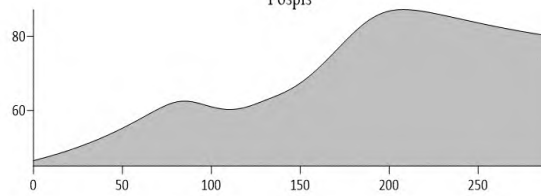
S-0V (горизонт 0-15 см)



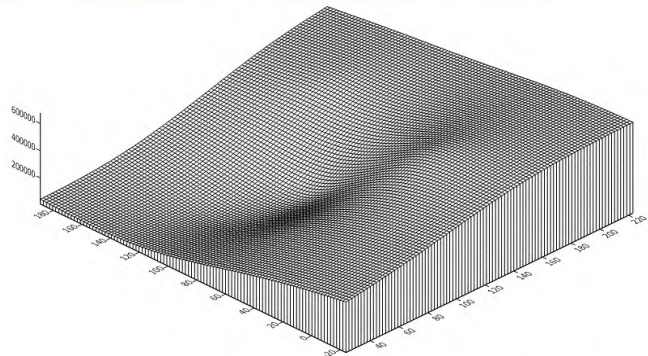
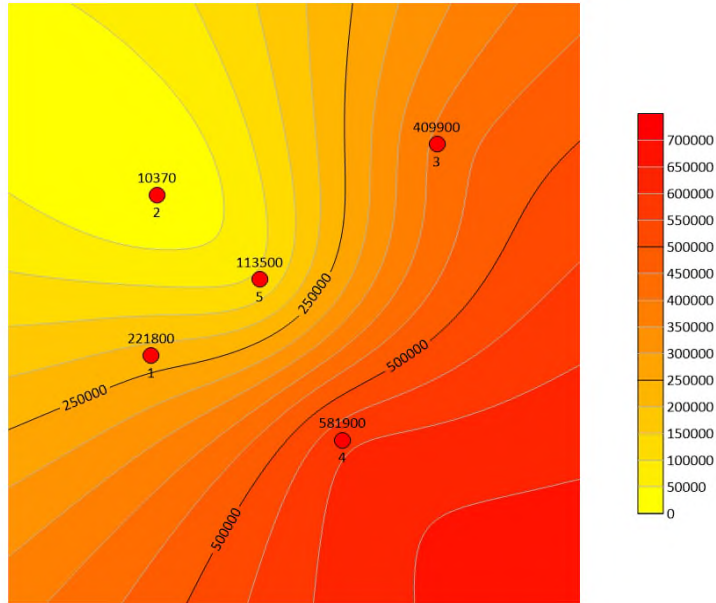
Sc-3V (горизонт 0-15 см)



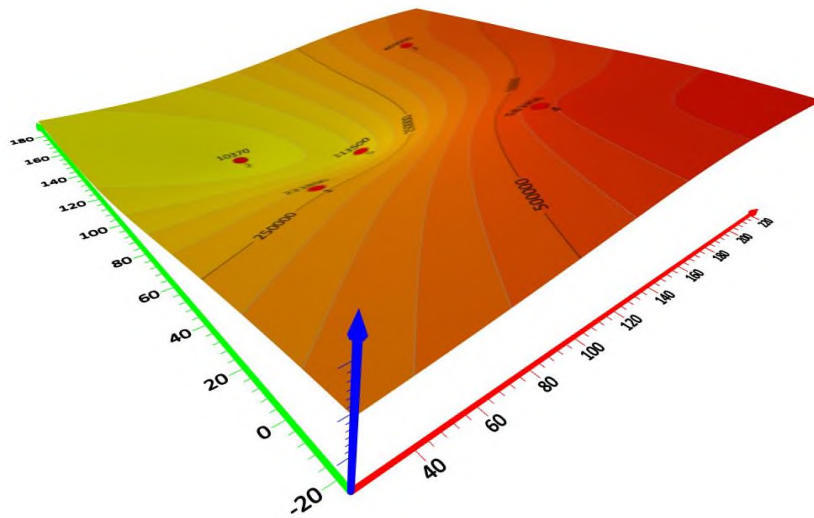
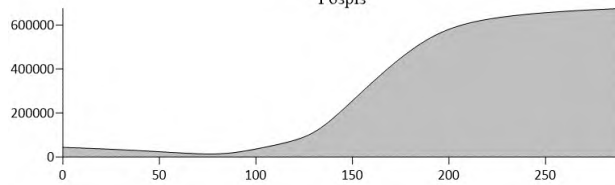
Розріз



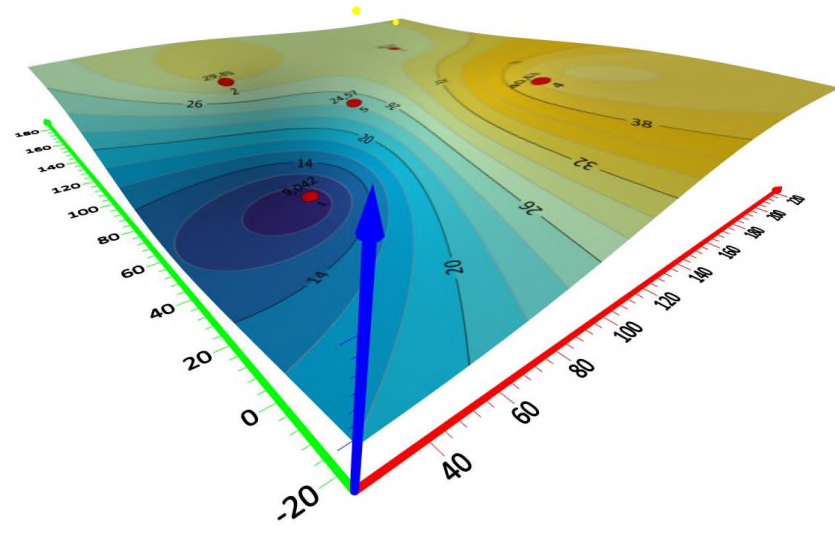
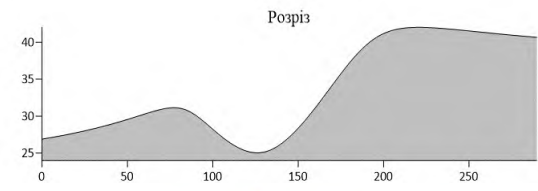
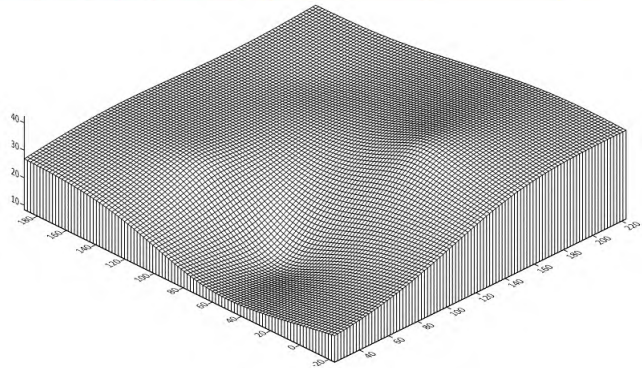
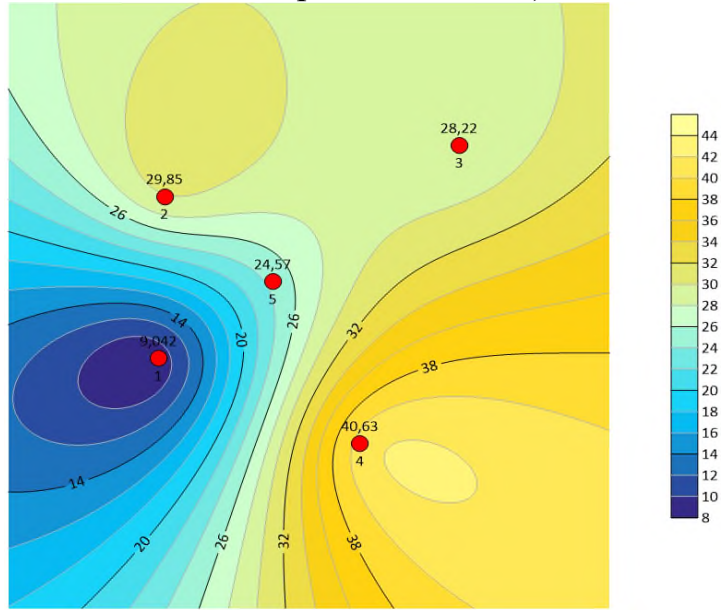
Si (горизонт 0-15 см)



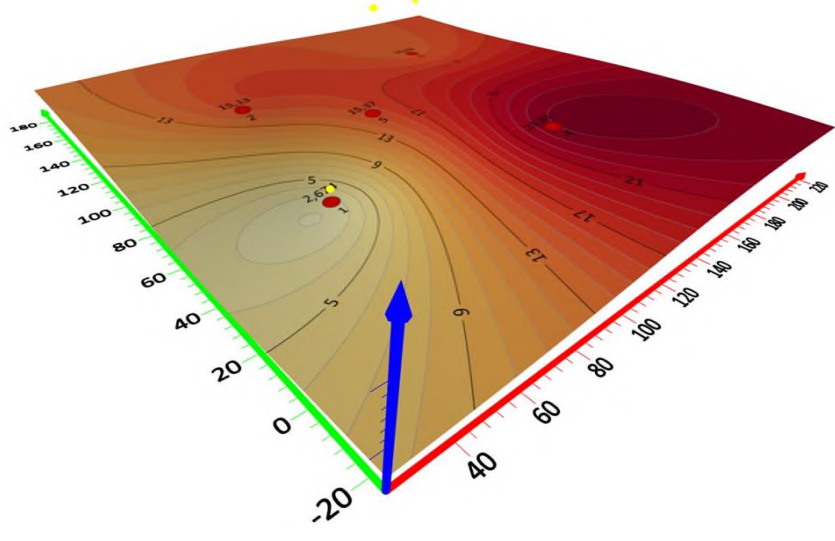
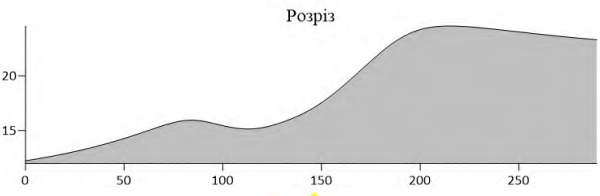
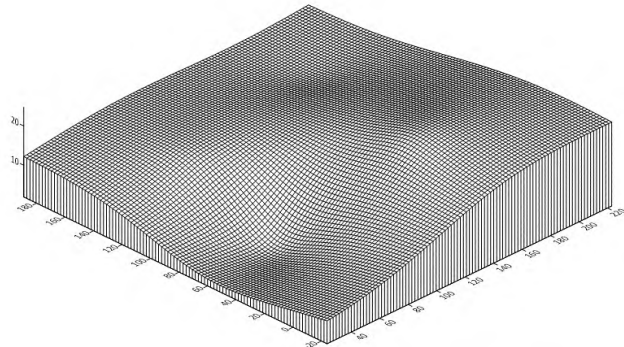
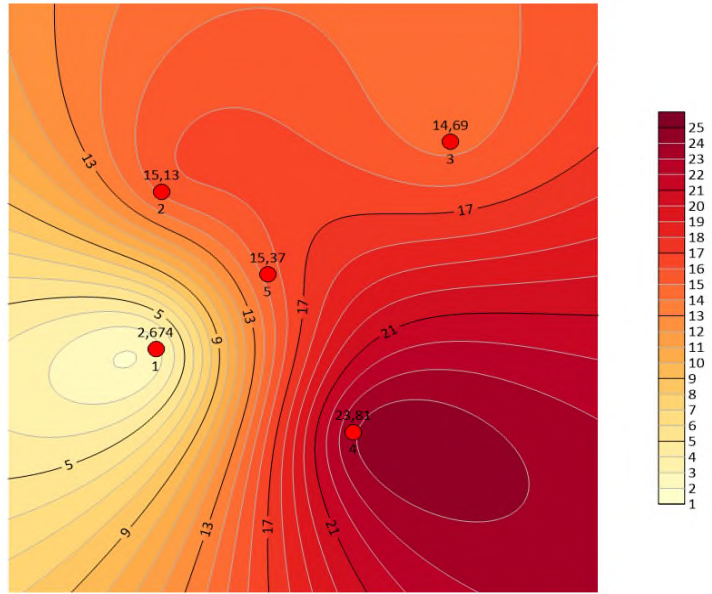
Розріз



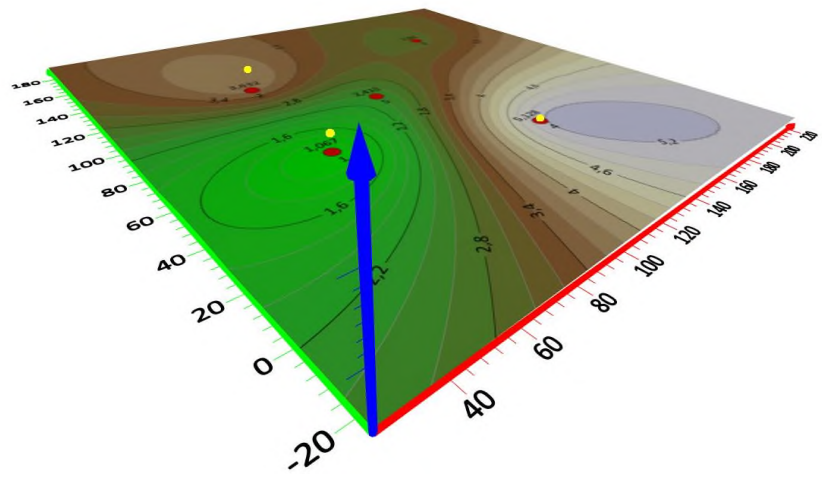
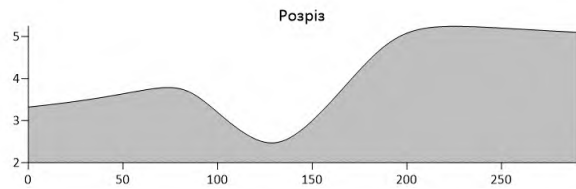
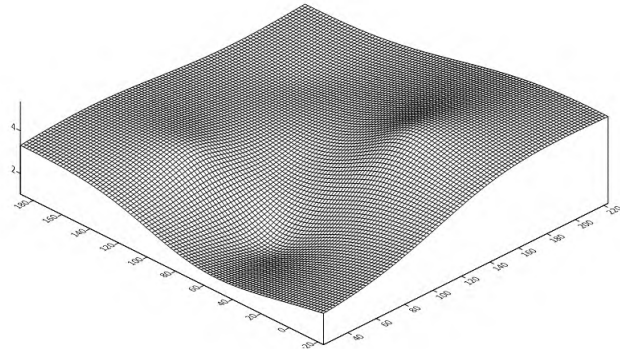
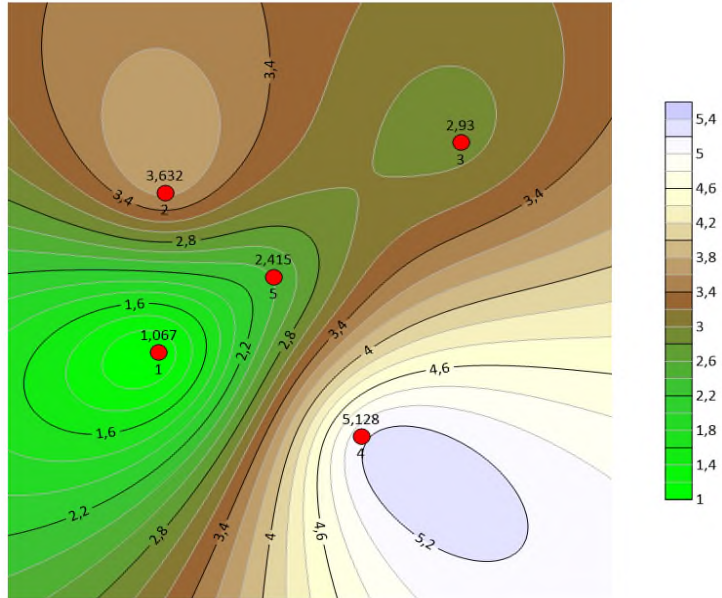
Sm (горизонт 0-15 см)



Sn (горизонт 0-15 см)

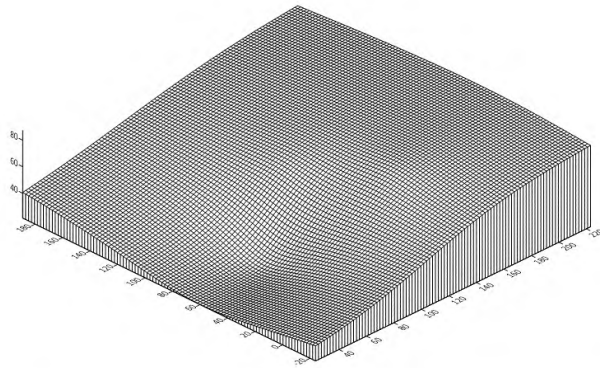
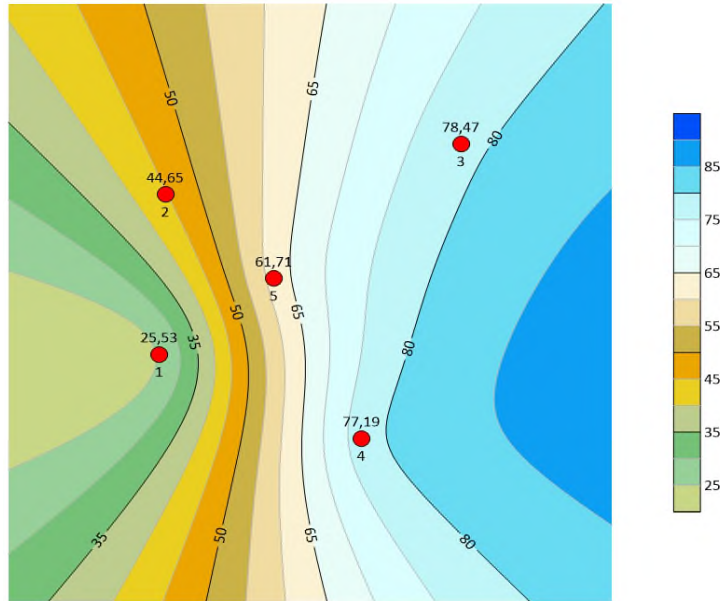


Тв (горизонт 0-15 см)

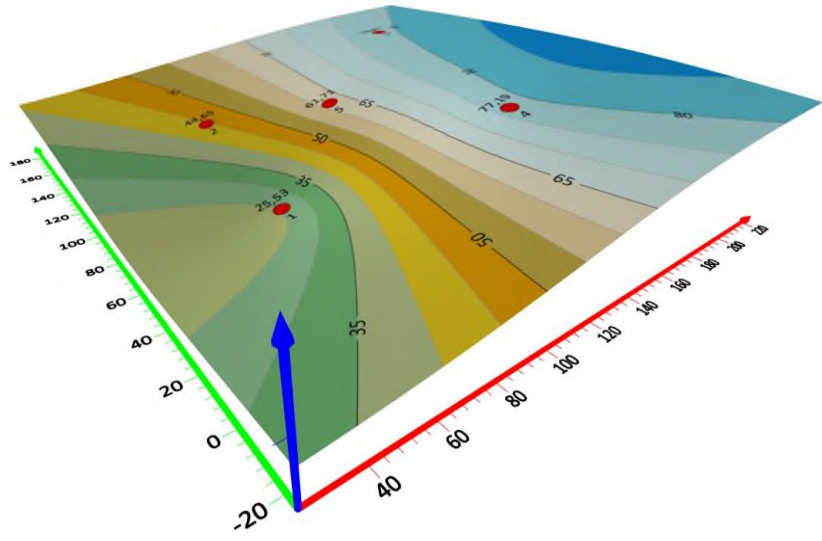
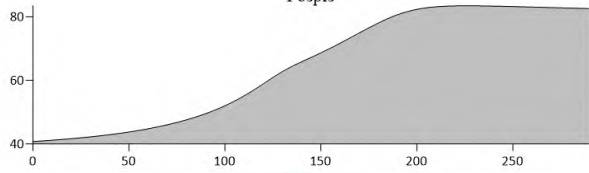




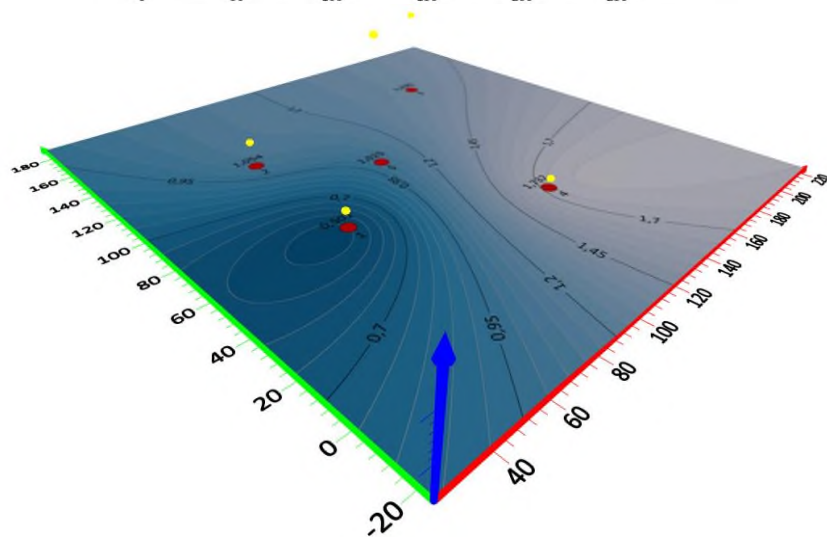
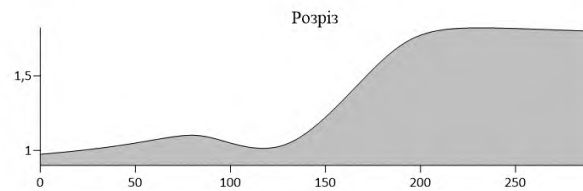
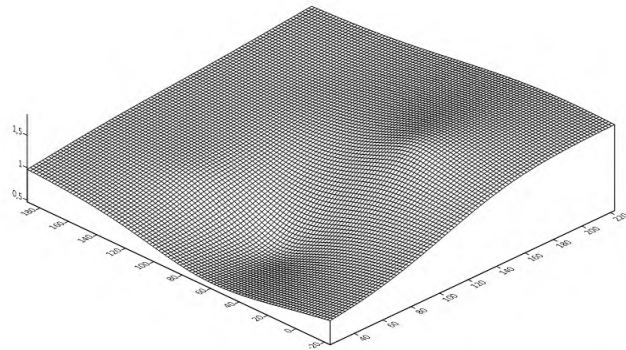
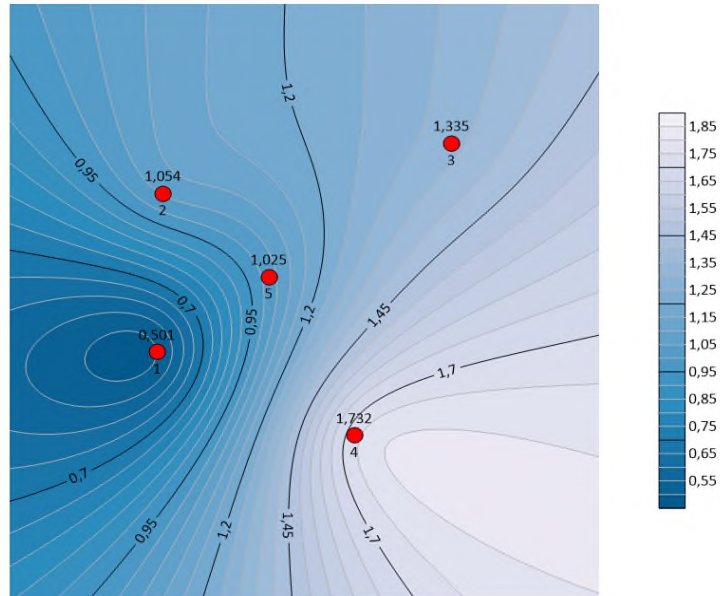
Th (горизонт 0-15 см)



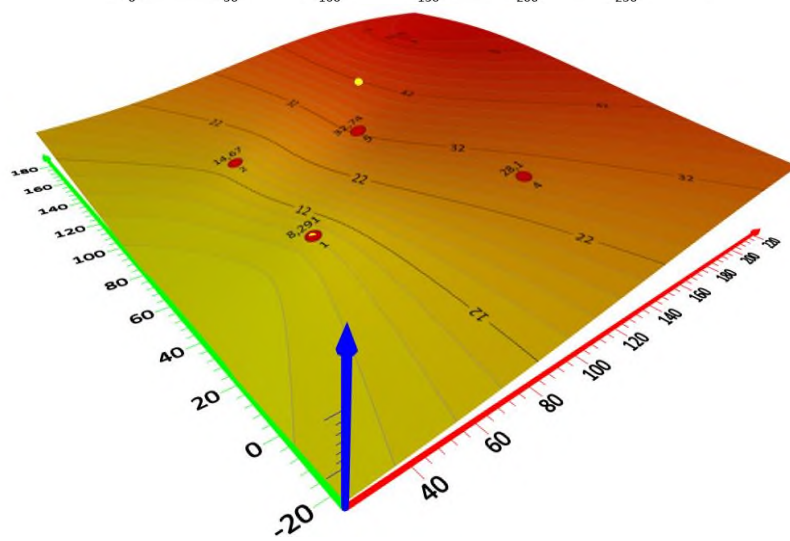
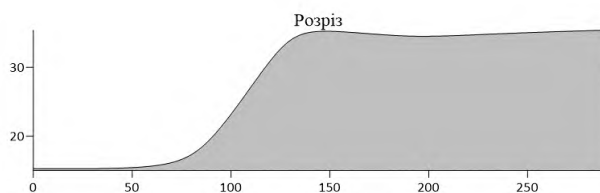
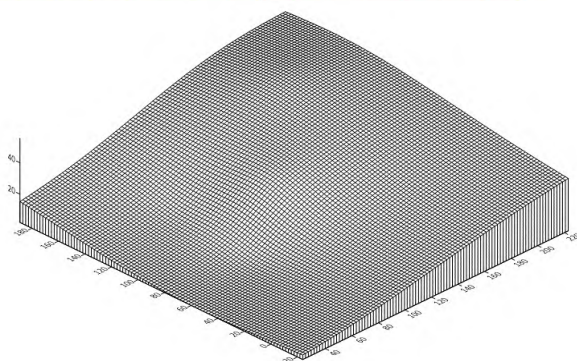
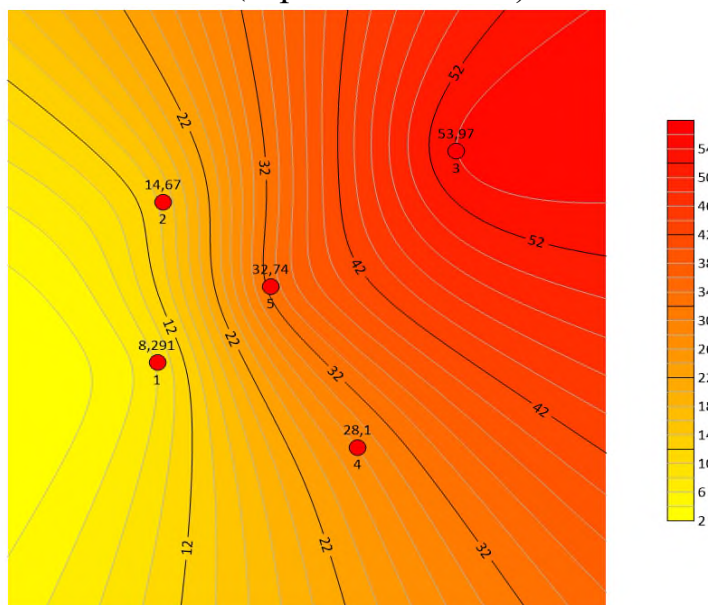
Розріз



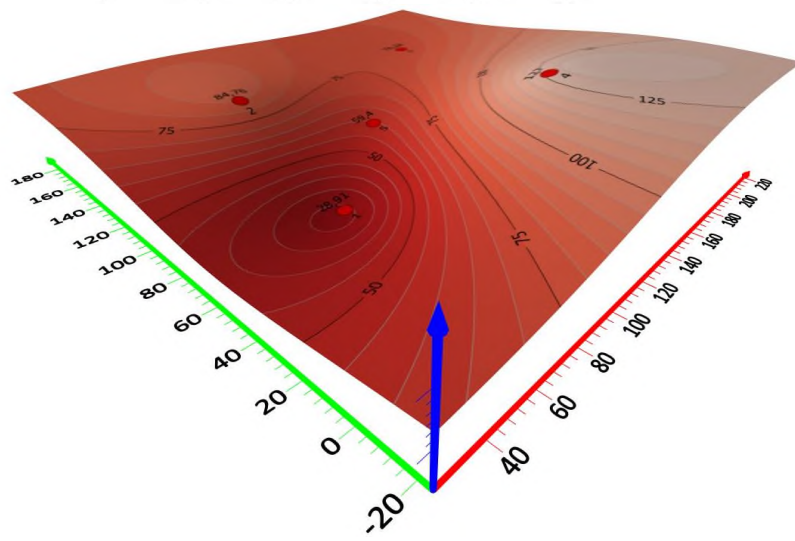
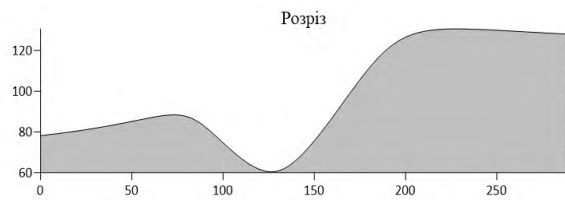
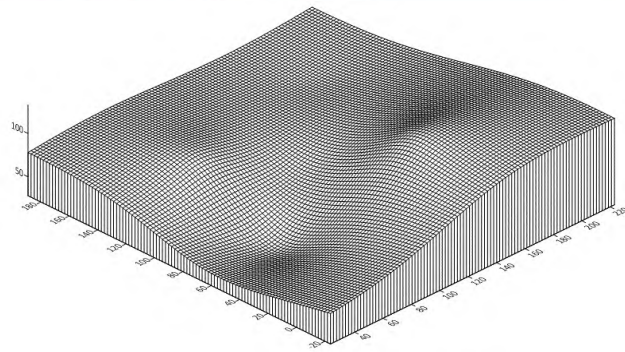
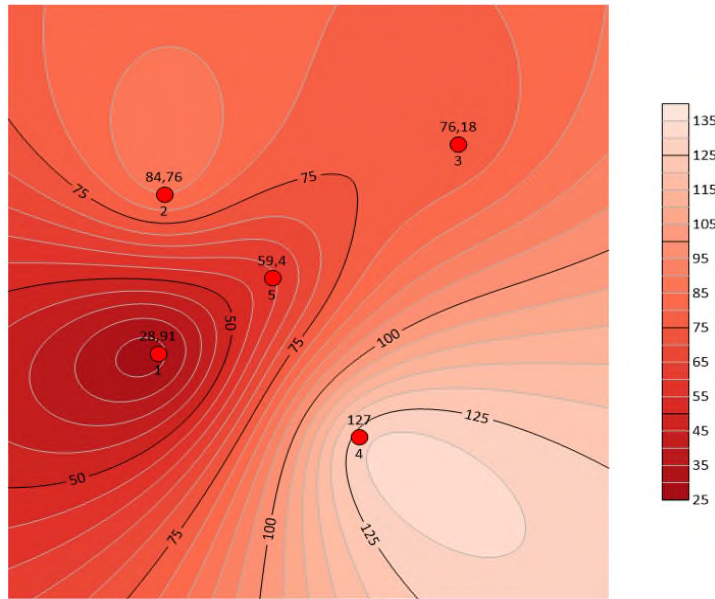
### Тм (горизонт 0-15 см)



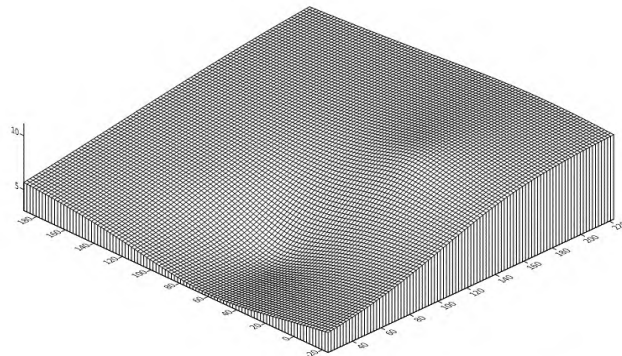
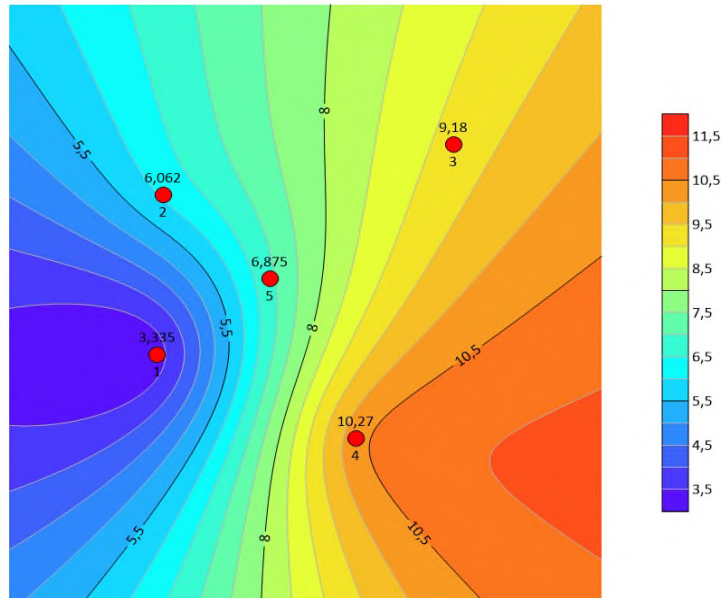
## U (горизонт 0-15 см)



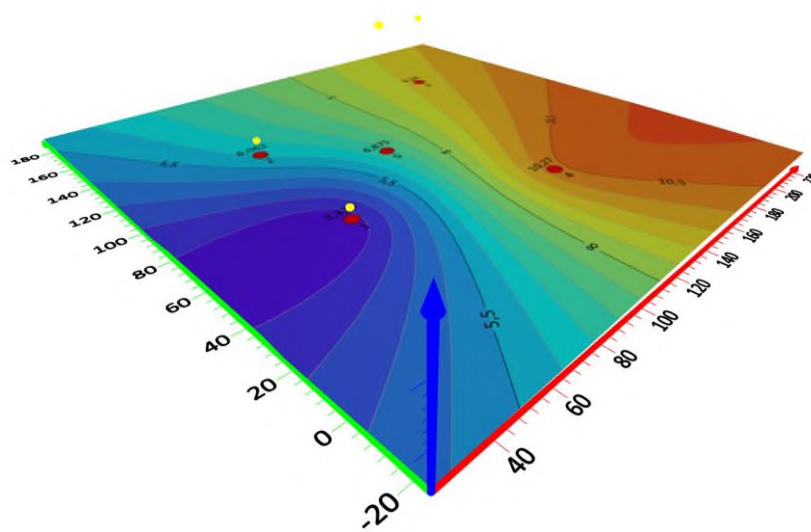
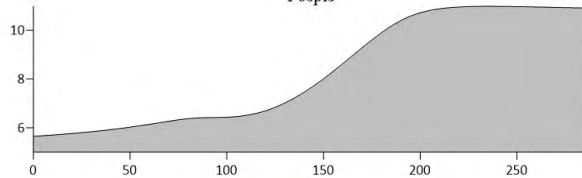
У (горизонт 0-15 см)



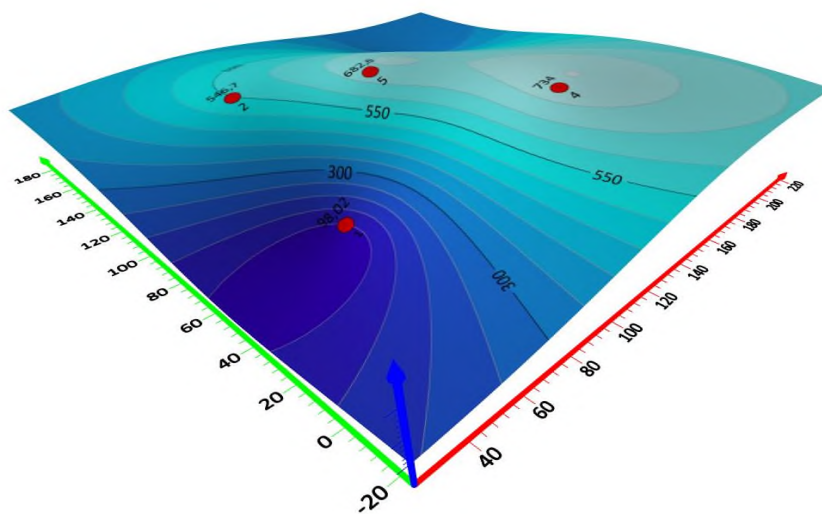
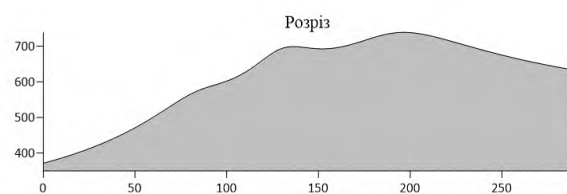
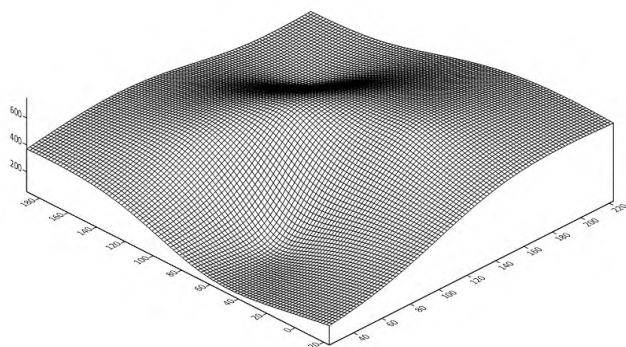
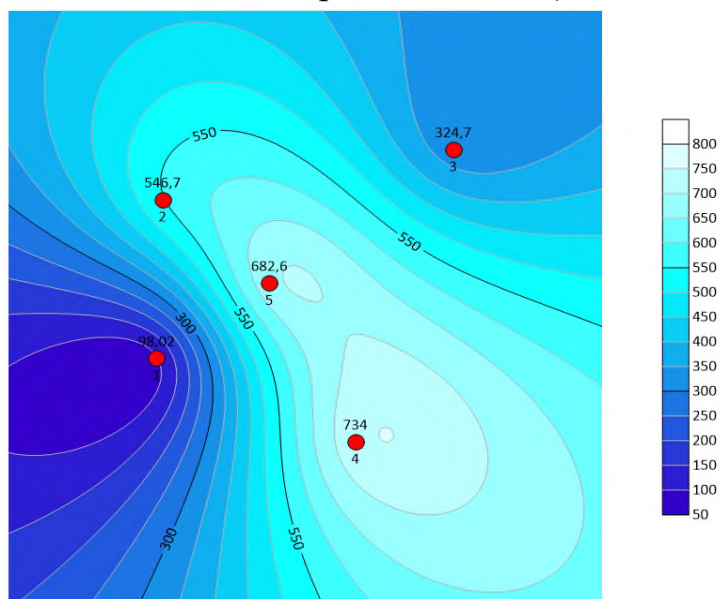
Ув (горизонт 0-15 см)



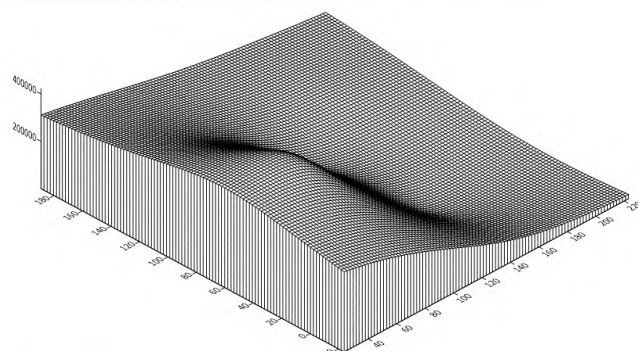
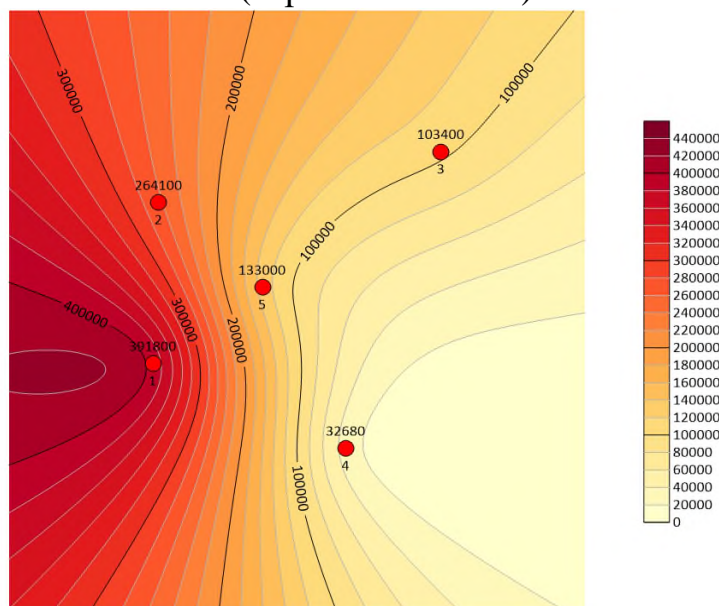
Розріз



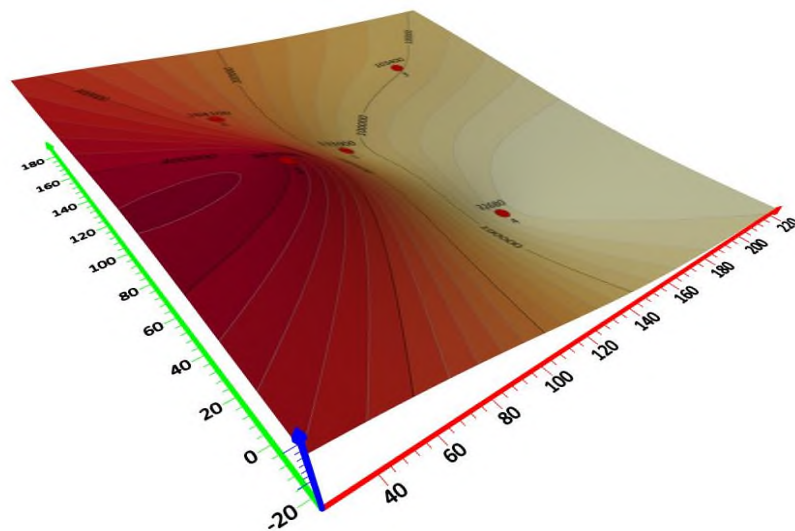
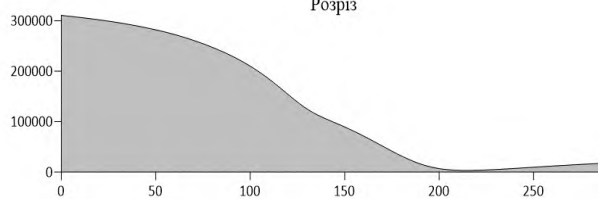
## Zn-3V (горизонт 0-15 см)



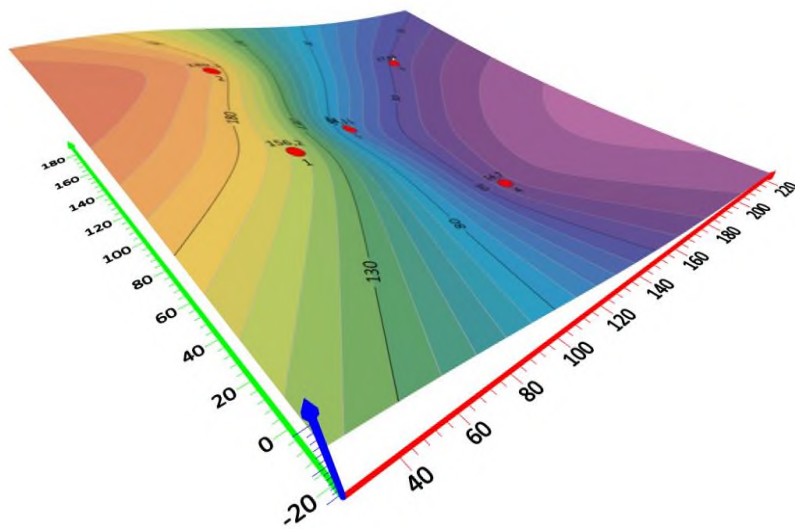
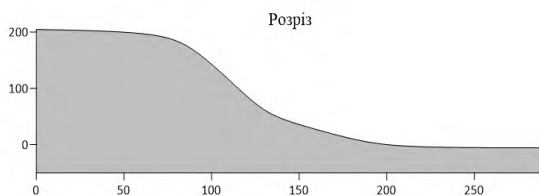
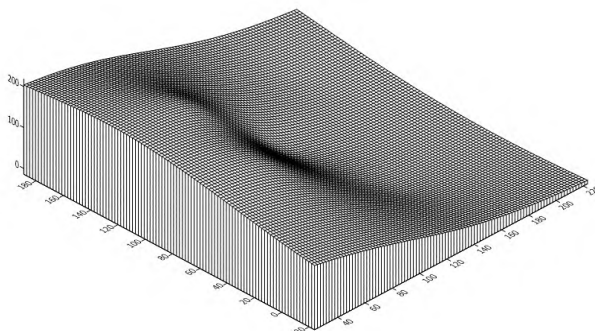
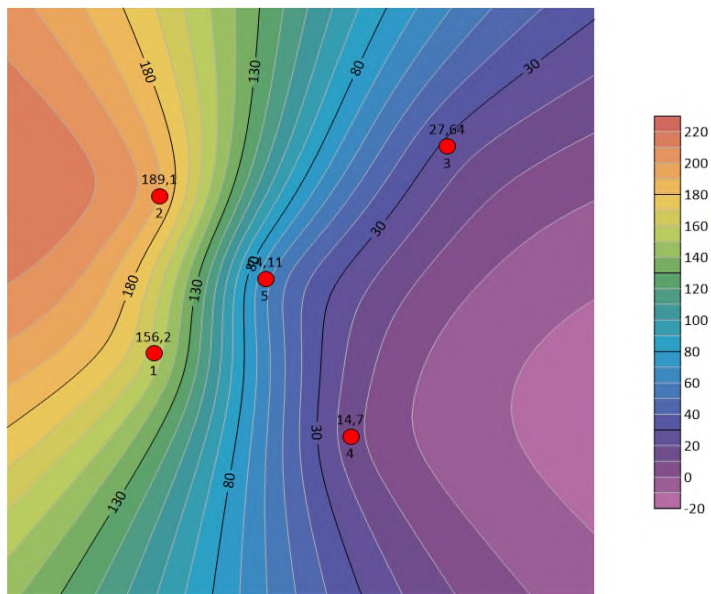
**Додаток Б. Моделювання поширення хімічних елементів у горизонті  
0-20 см породного відвалу шахти «Надія» Червоноградського  
гірничопромислового комплексу  
А1 (горизонт 0-20 см)**



Розріз

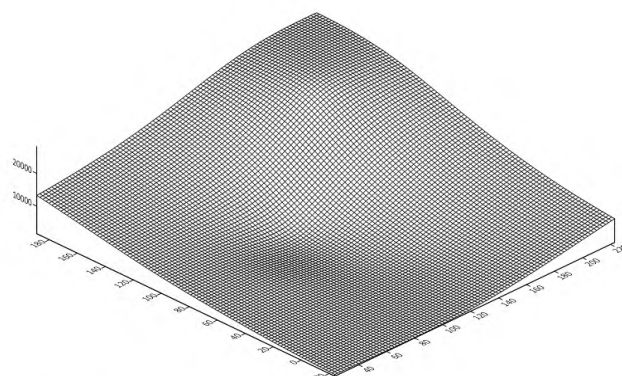
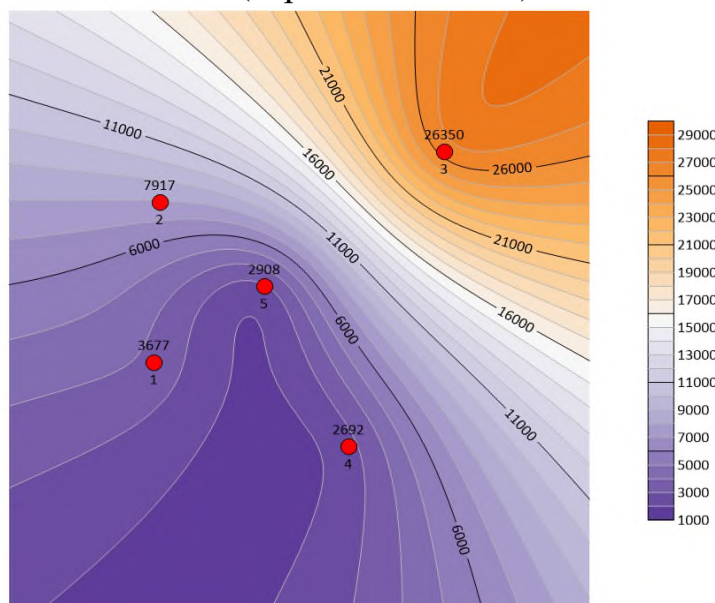


As-3V (горизонт 0-20 см)

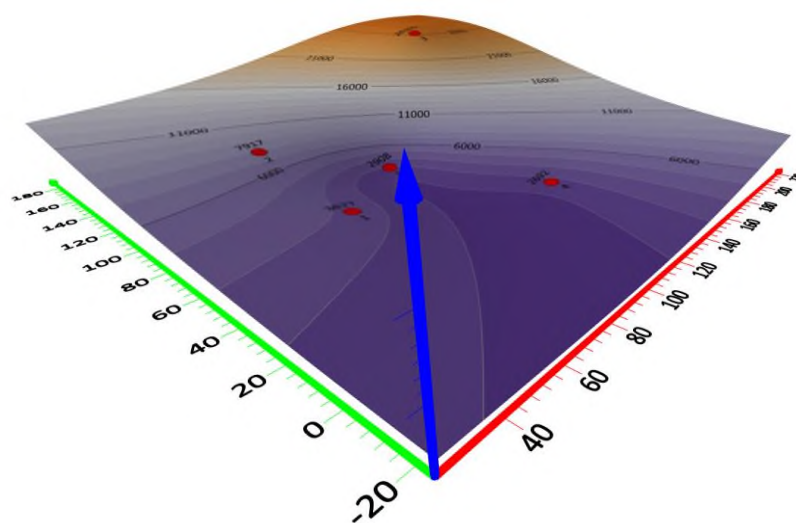
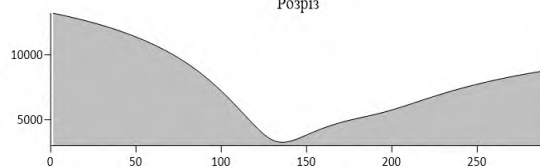




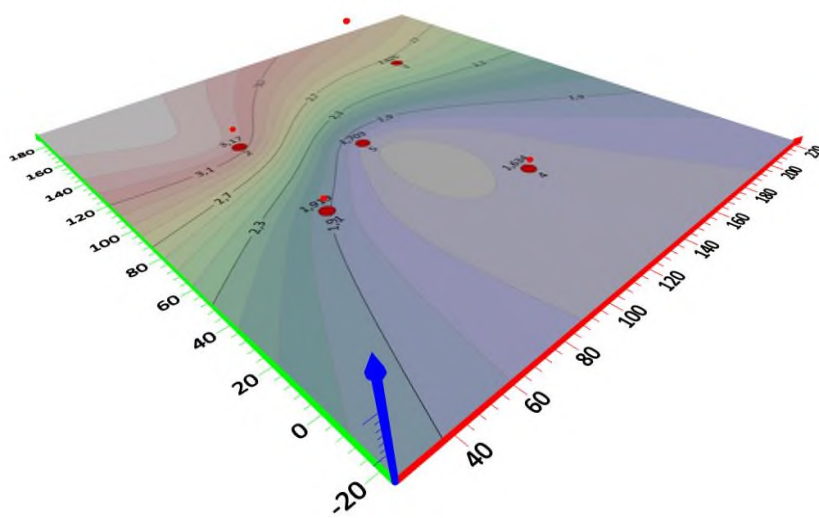
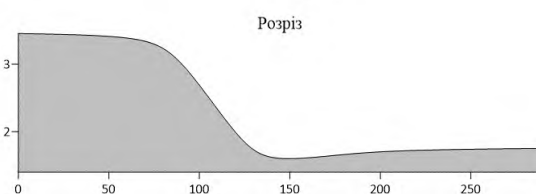
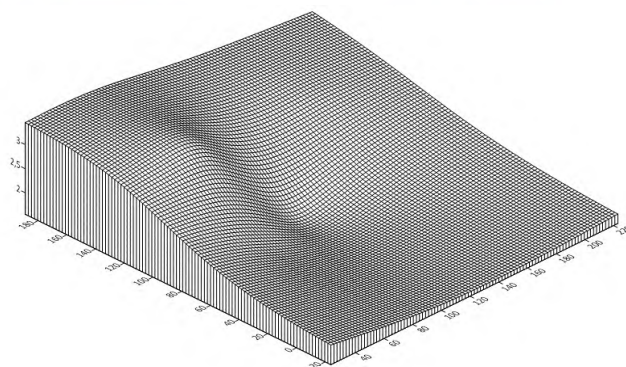
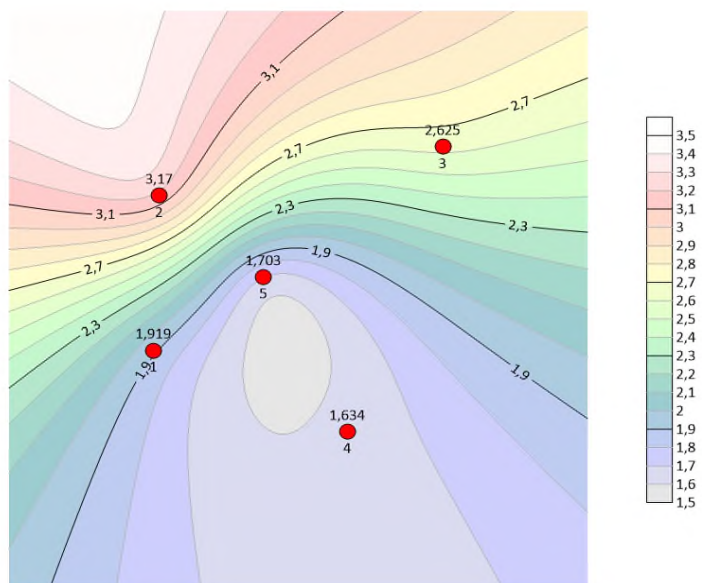
## Са (горизонт 0-20 см)



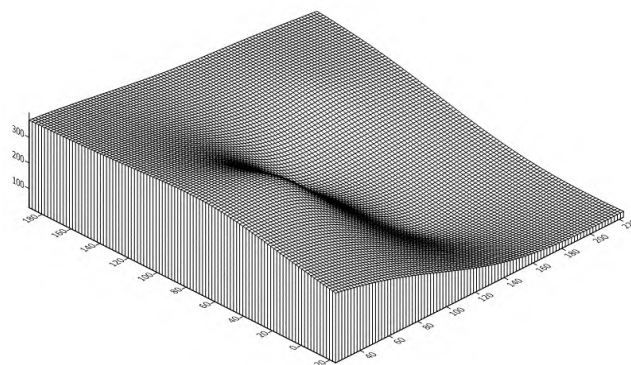
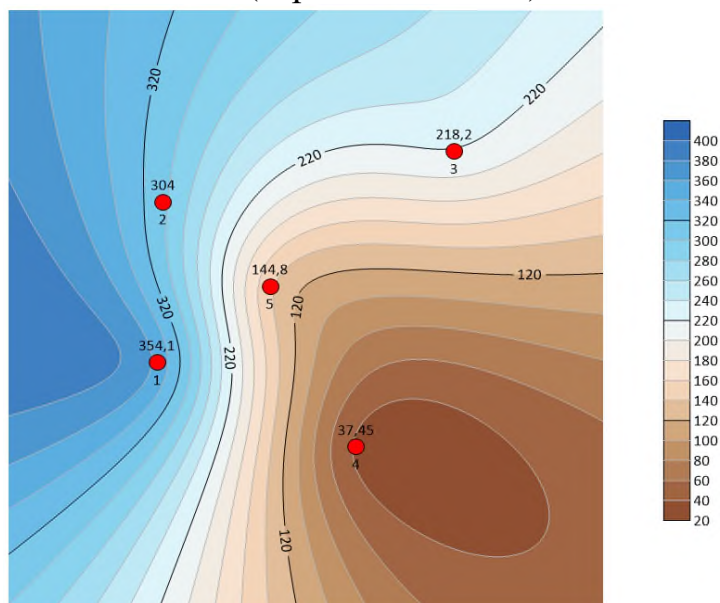
Розріз



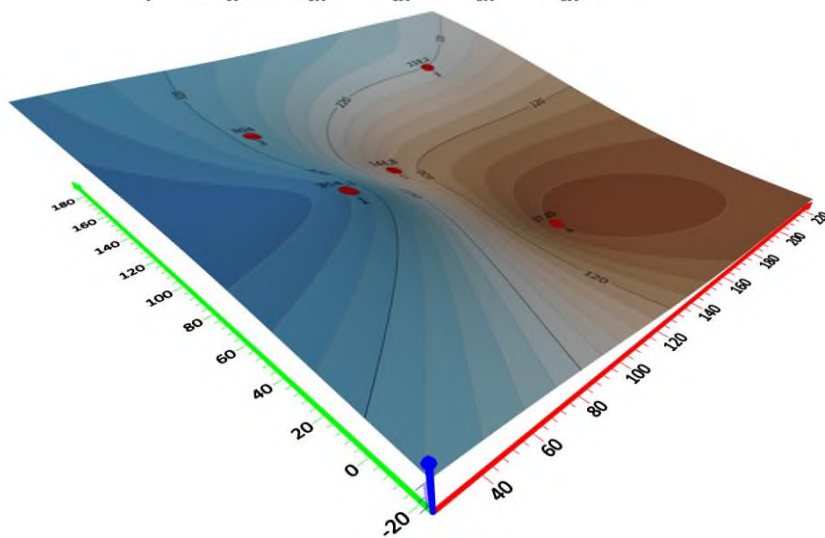
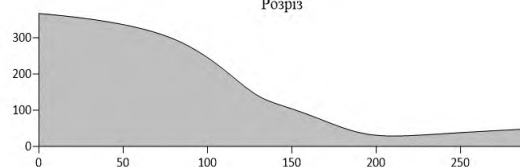
## Cd-3V (горизонт 0-20 см)



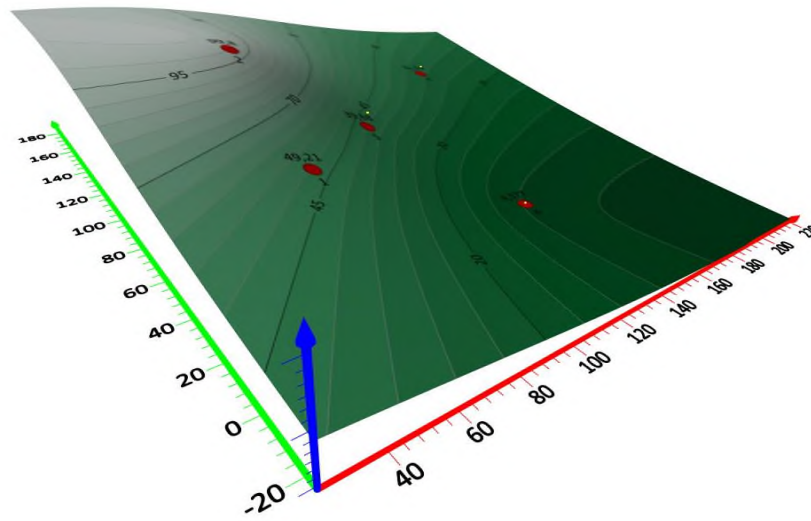
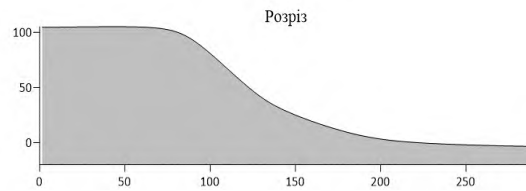
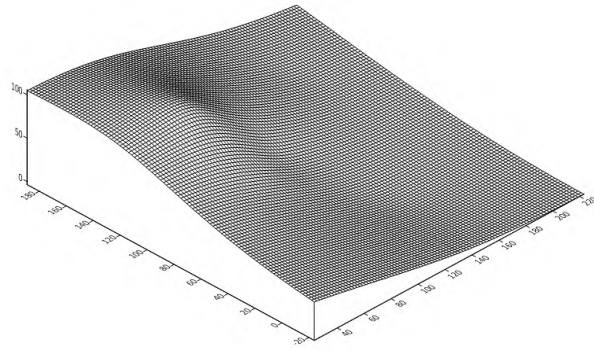
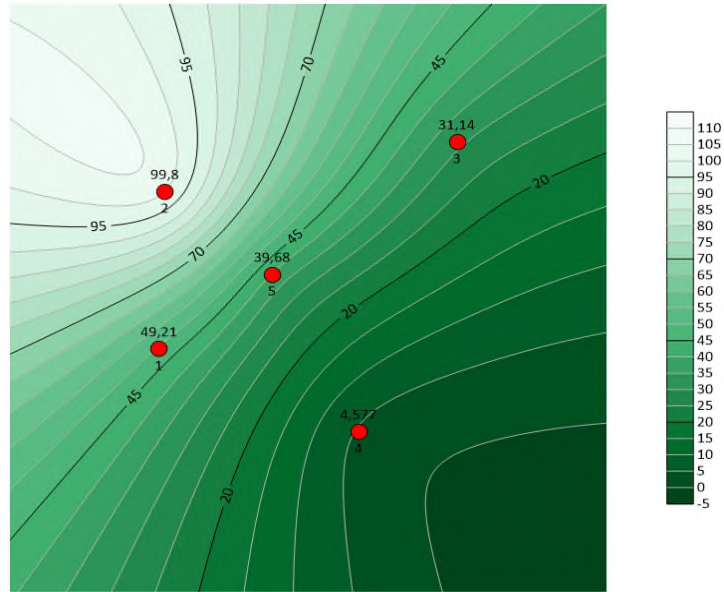
## Се (горизонт 0-20 см)



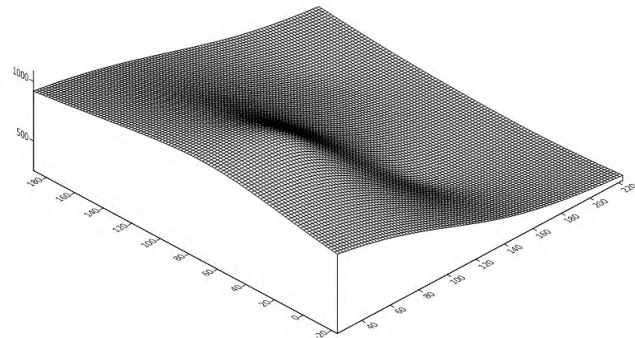
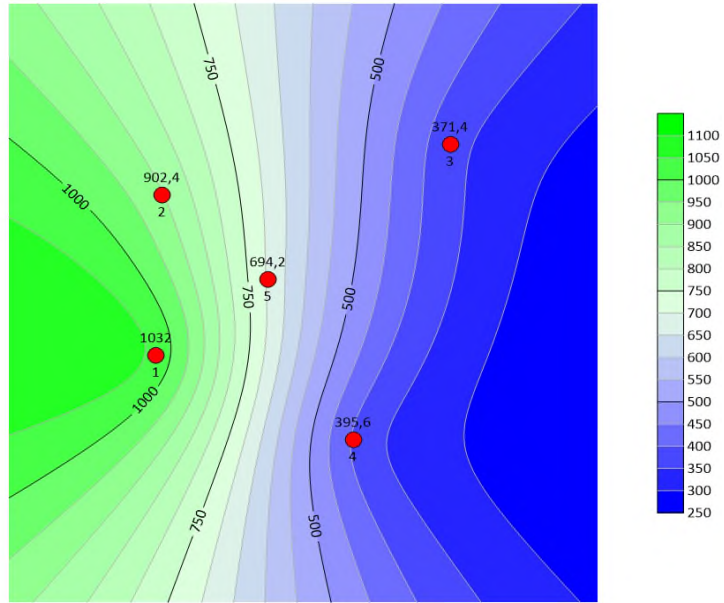
Розріз



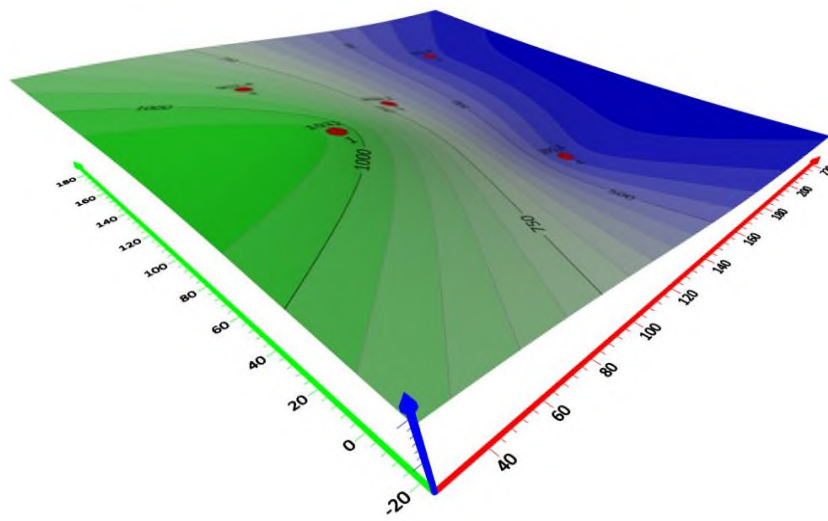
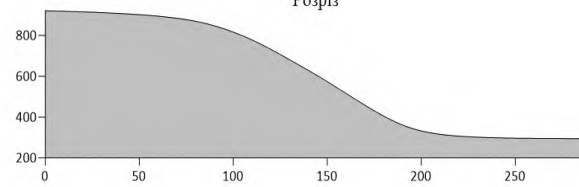
Со-3V (горизонт 0-20 см)



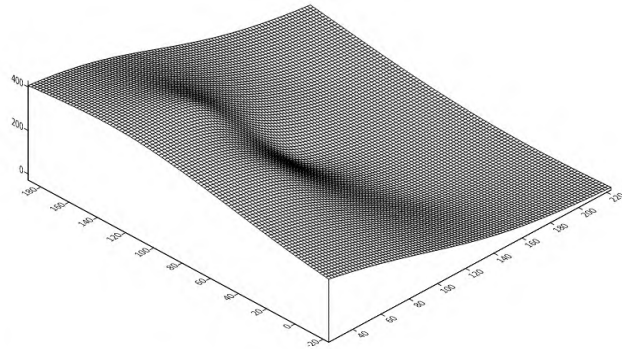
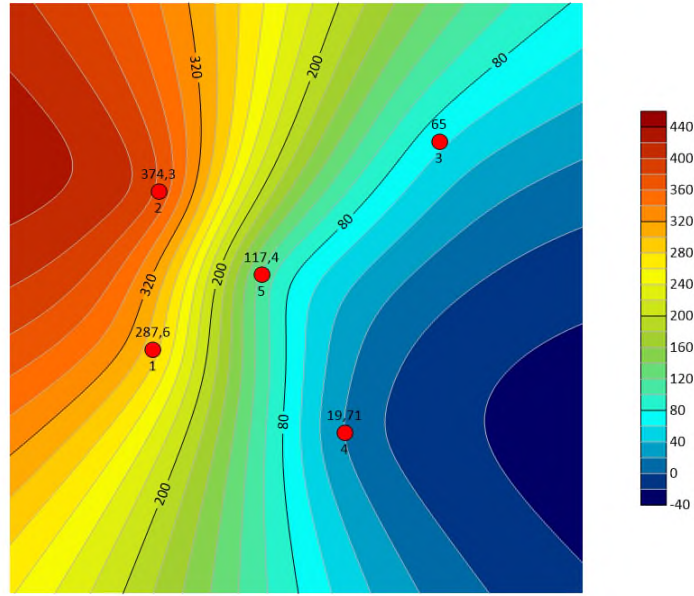
Cr-3V (горизонт 0-20 см)



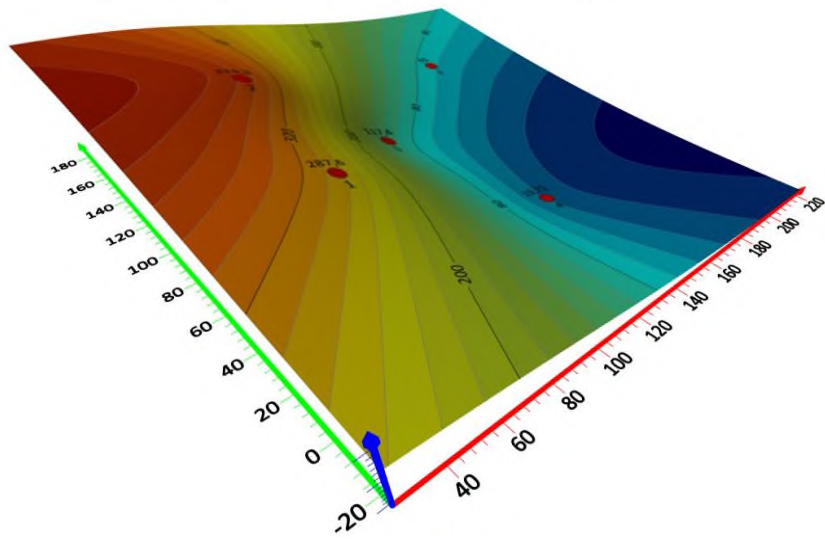
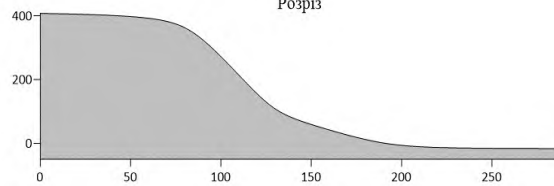
Розріз



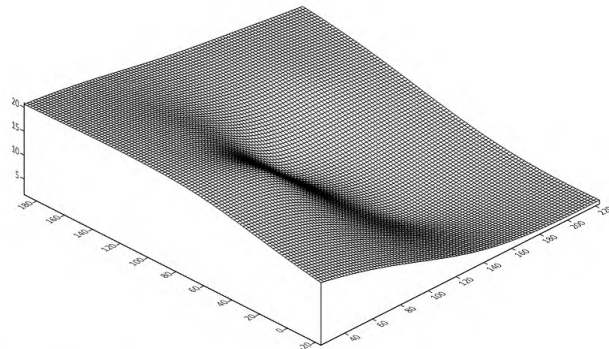
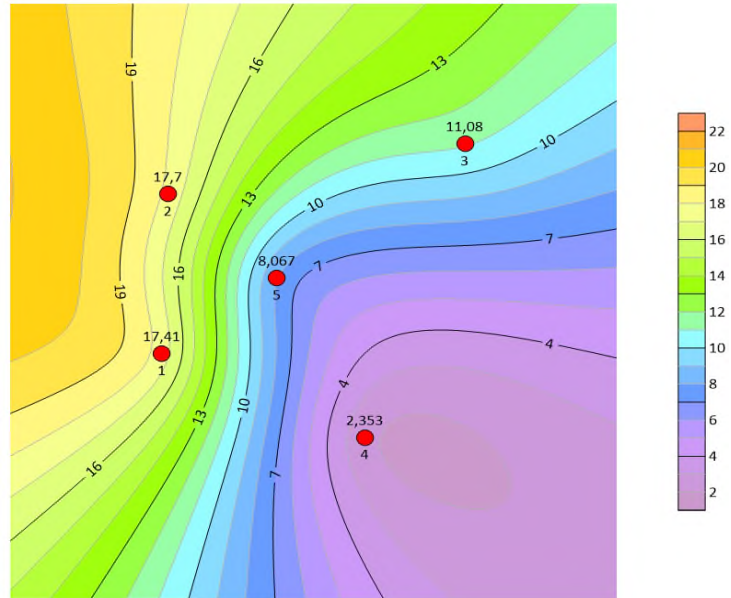
Су-3V (горизонт 0-20 см)



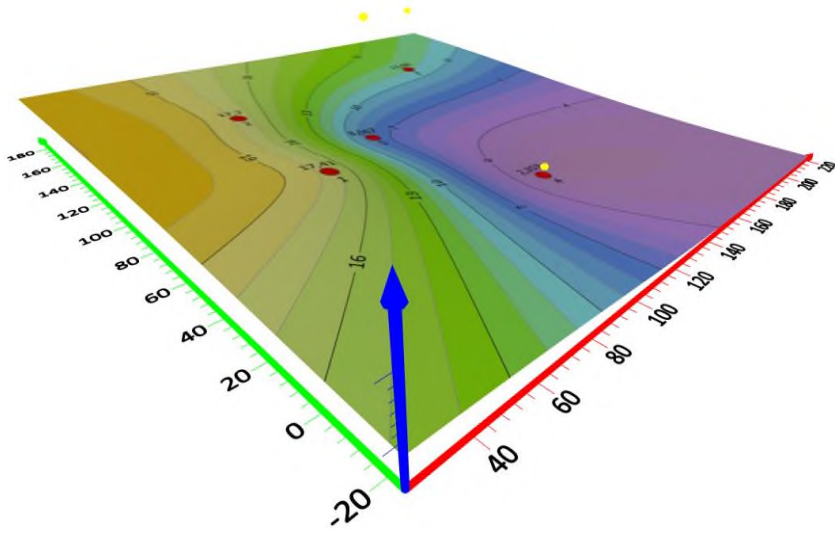
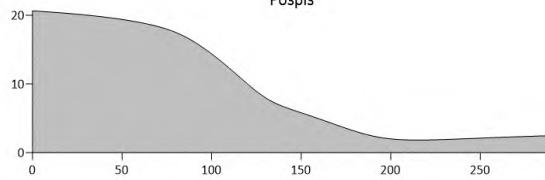
Розріз



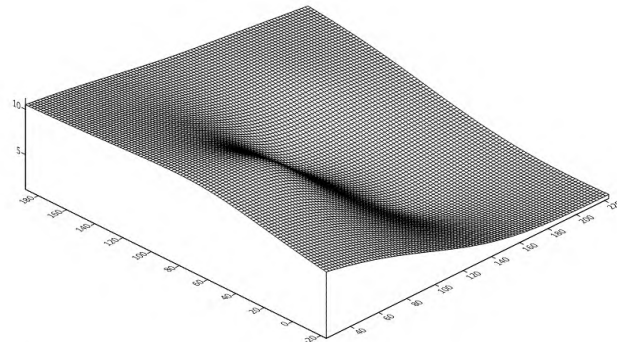
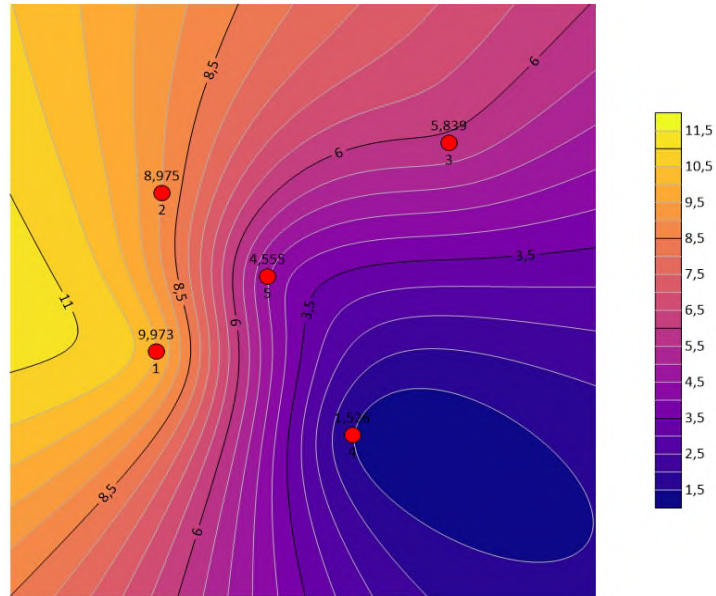
Ду (горизонт 0-20 см)



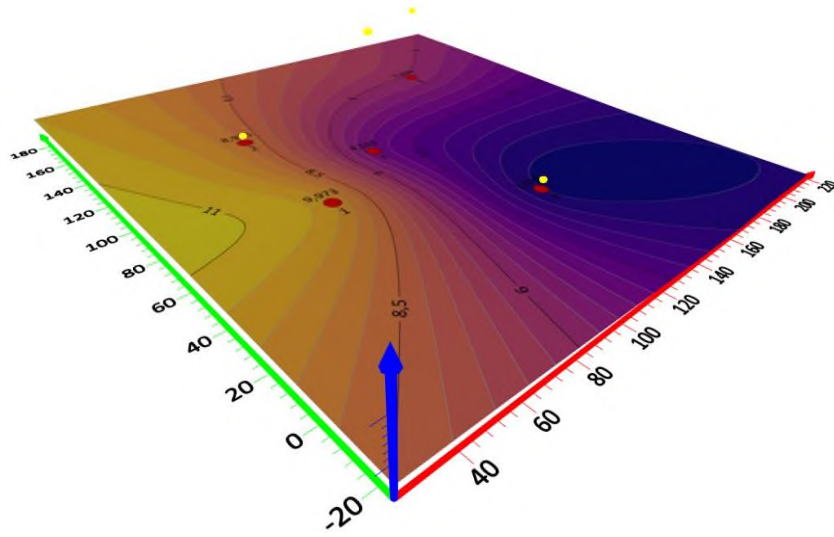
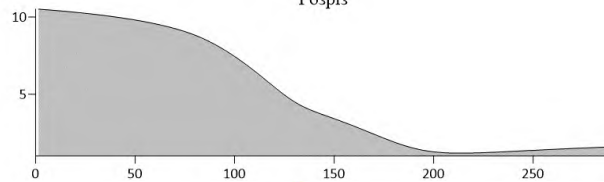
Розріз



Er (горизонт 0-20 см)

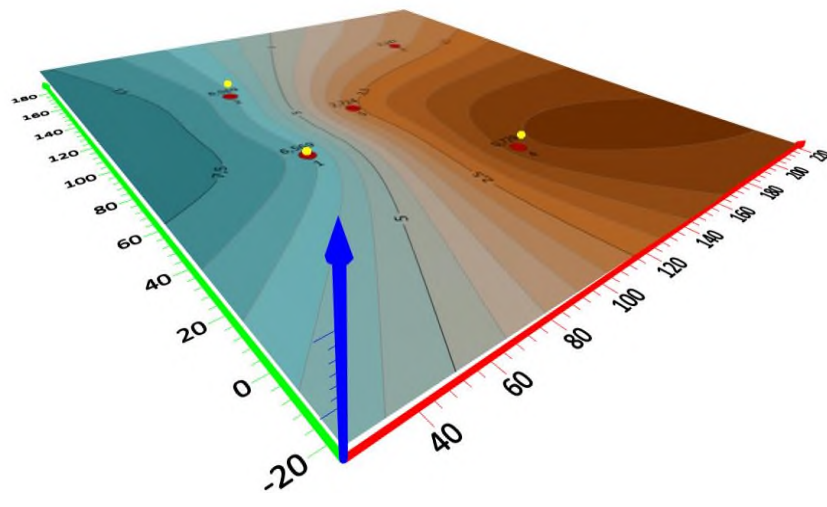
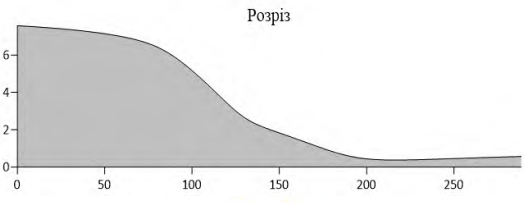
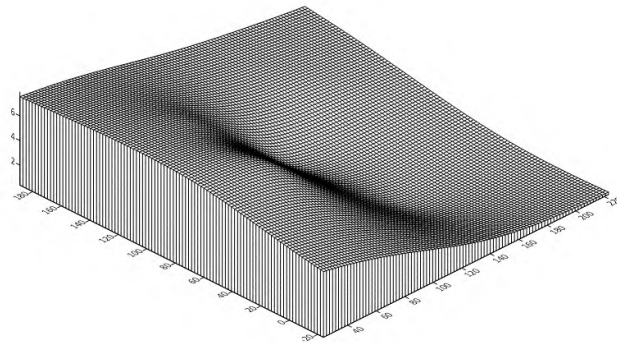
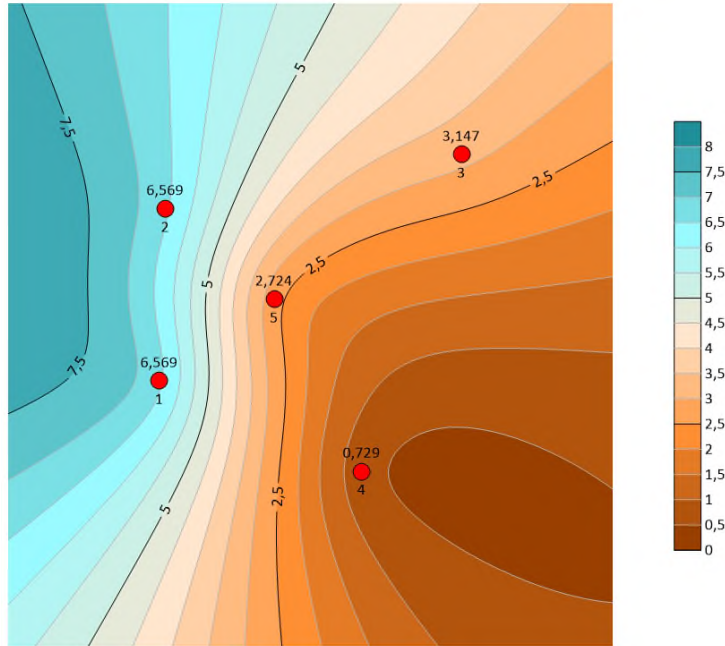


Розріз

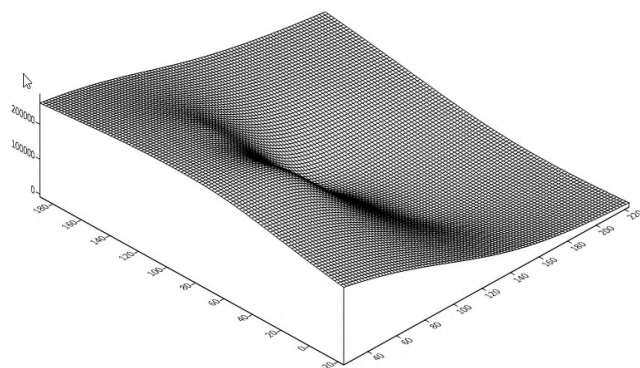
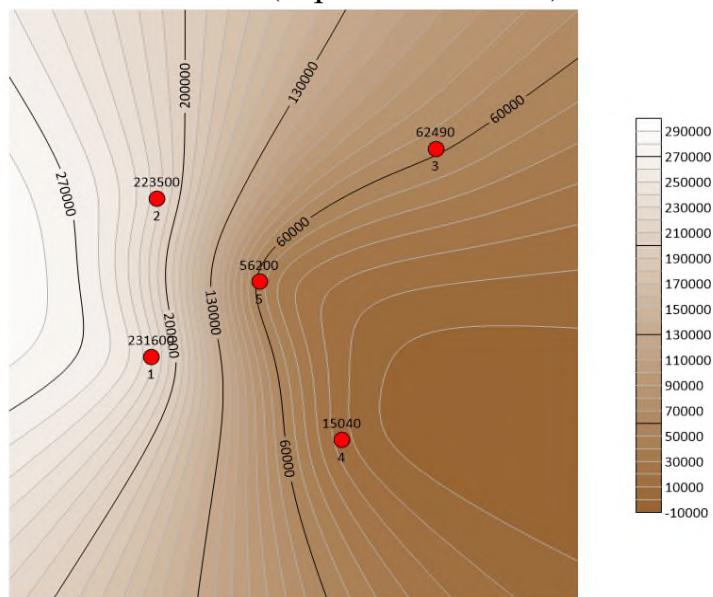




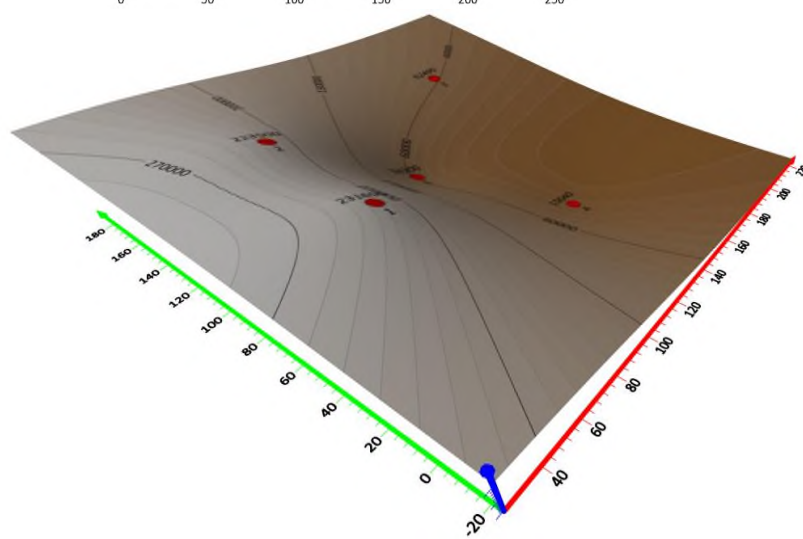
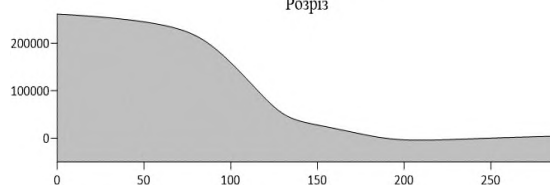
Eu (горизонт 0-20 см)



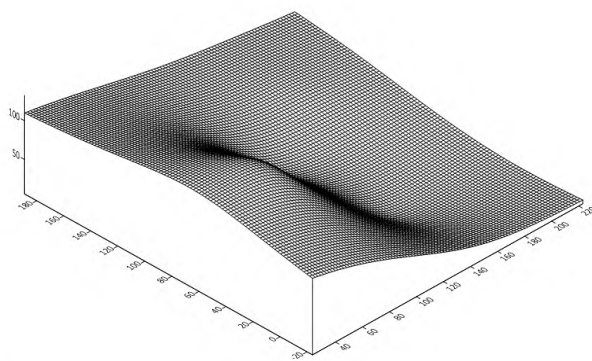
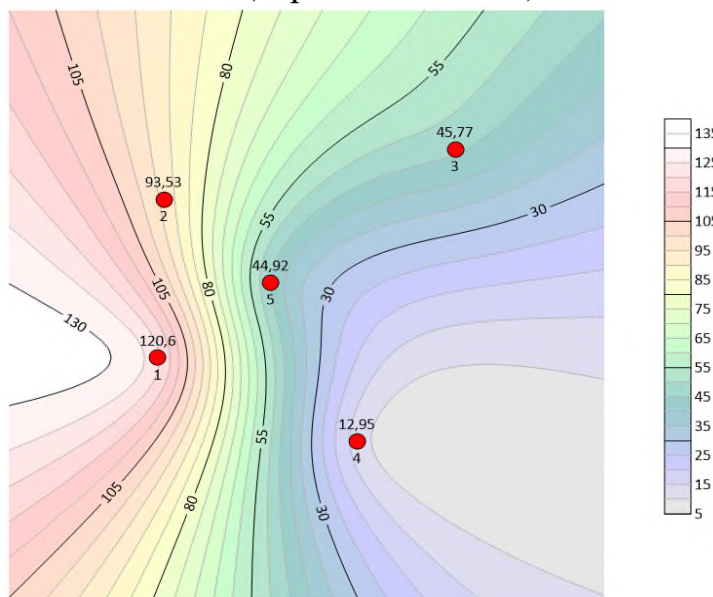
## Fe-3V (горизонт 0-20 см)



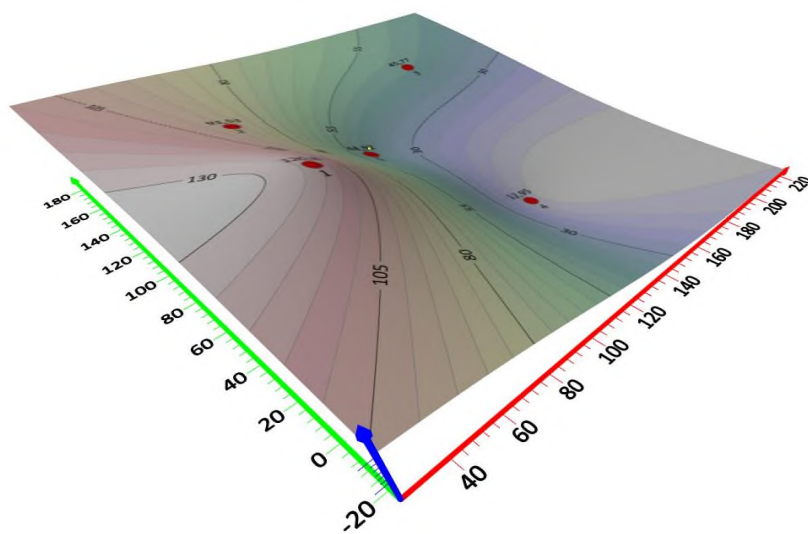
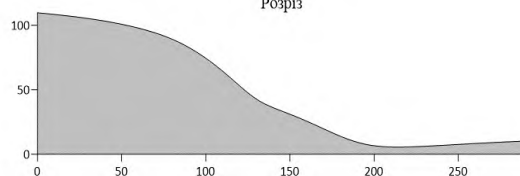
Розріз



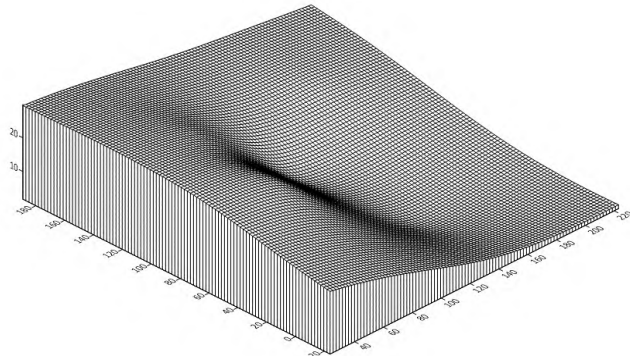
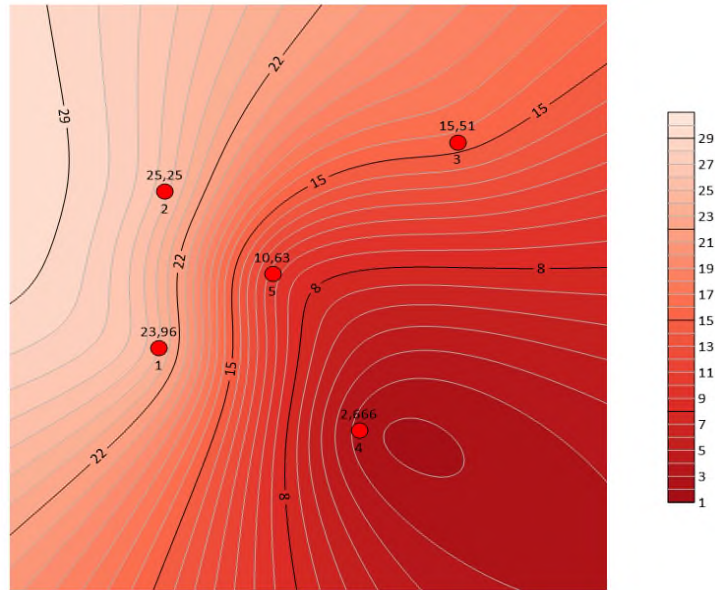
## Ga (горизонт 0-20 см)



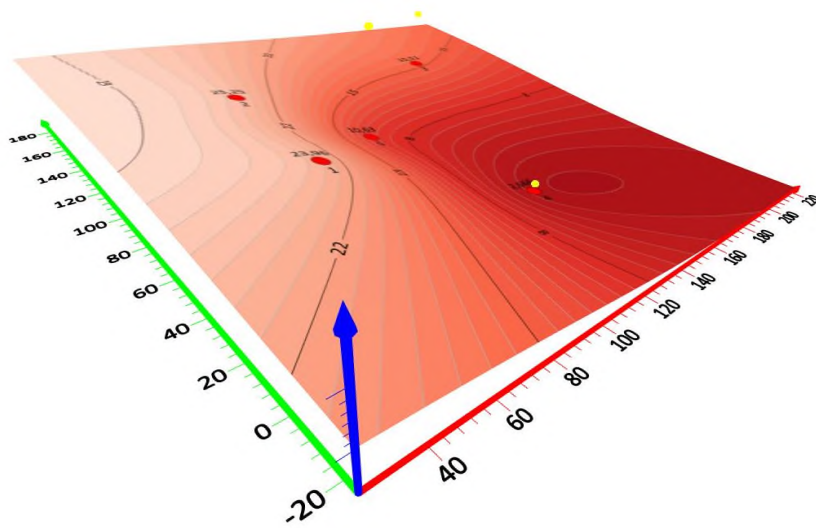
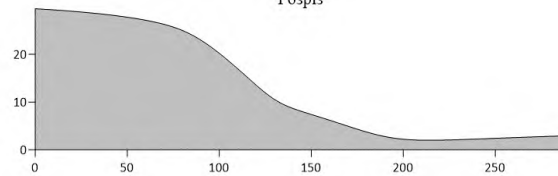
Розріз



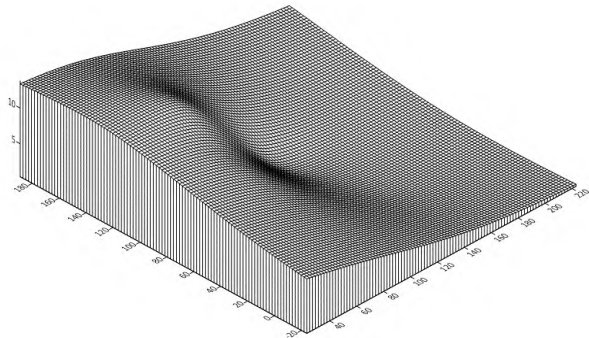
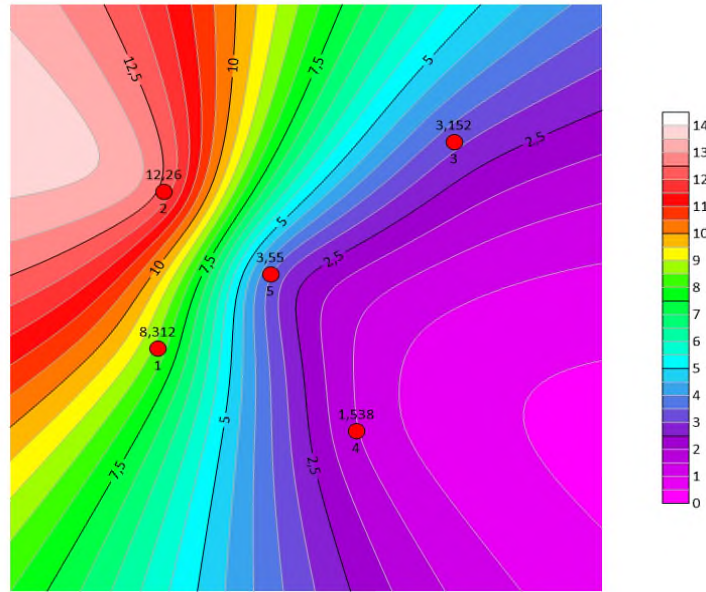
Gd (горизонт 0-20 см)



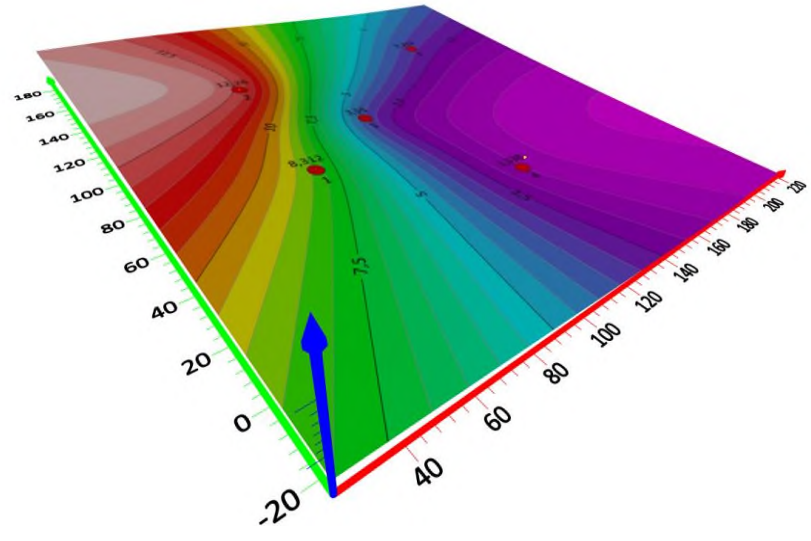
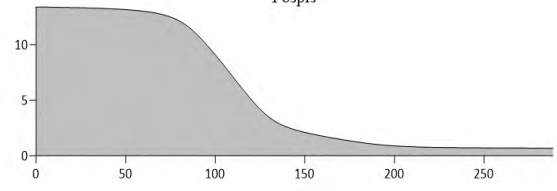
Розріз



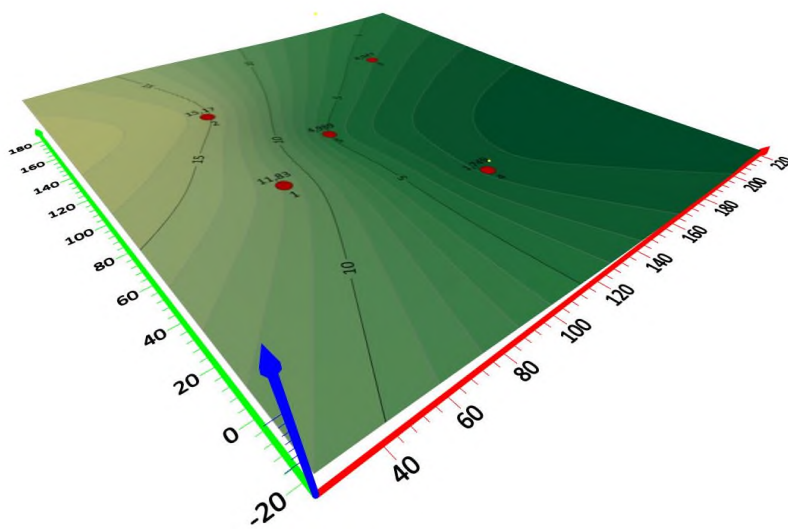
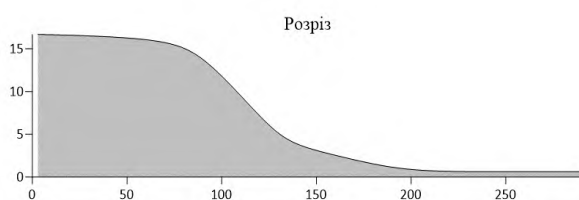
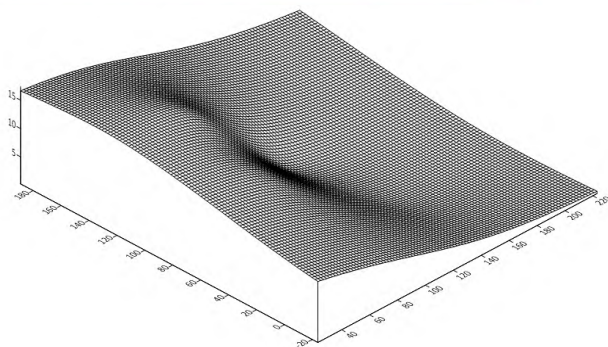
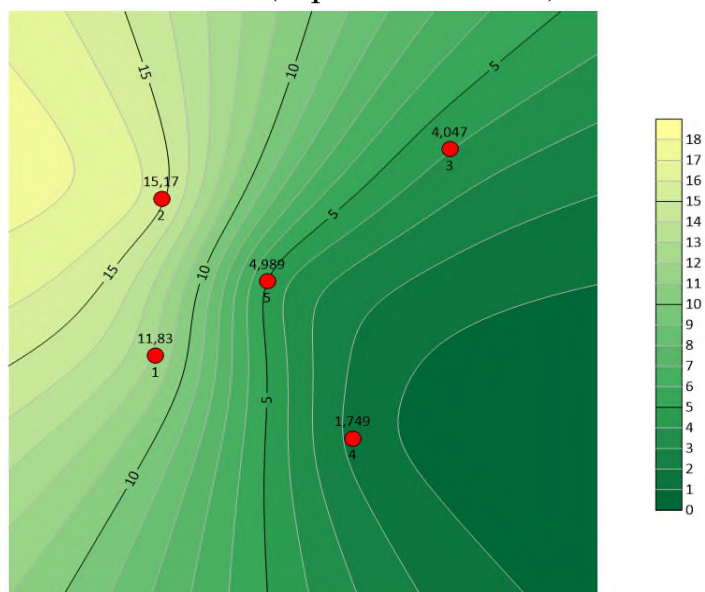
Ge (горизонт 0-20 см)



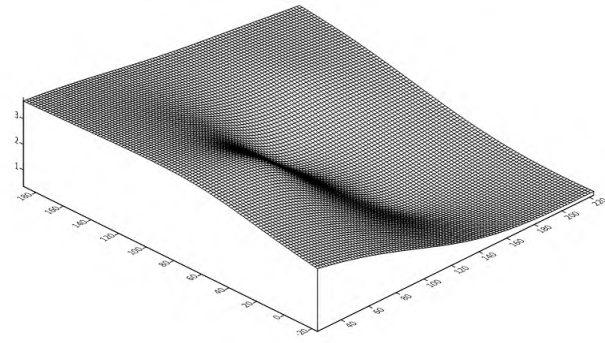
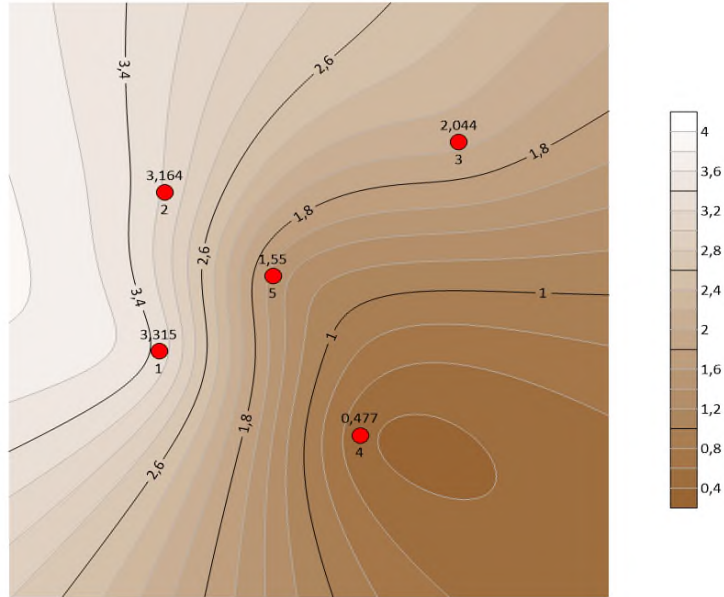
Розріз



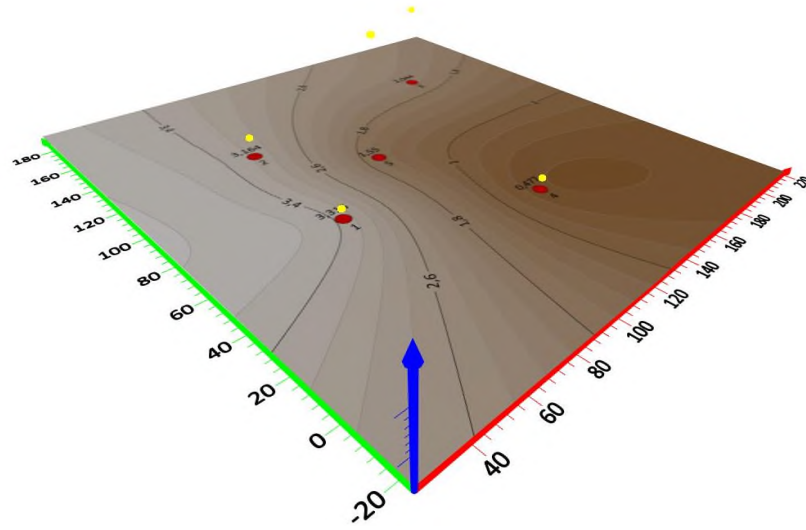
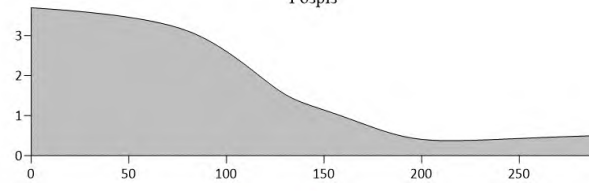
## Ge-3V (горизонт 0-20 см)



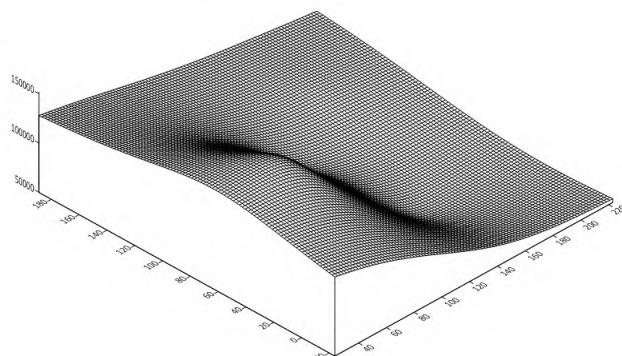
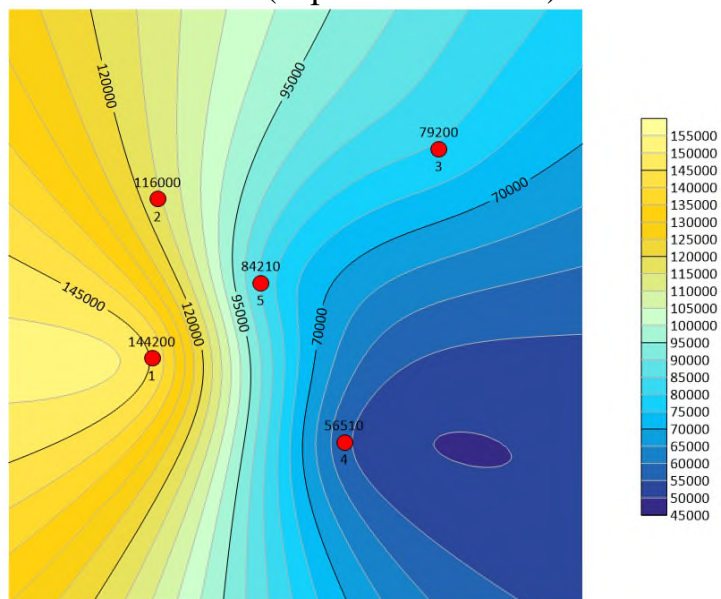
Но (горизонт 0-20 см)



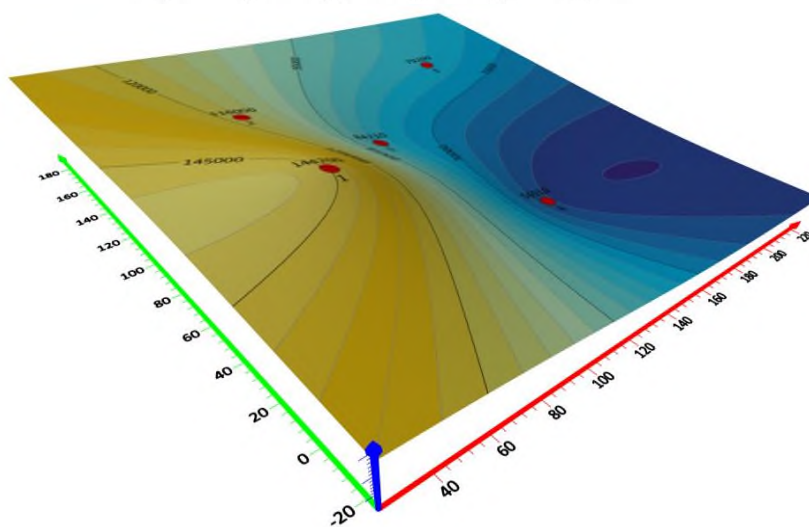
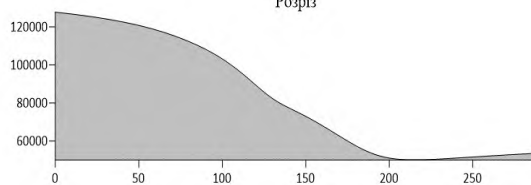
Розріз



## К-3V (горизонт 0-20 см)

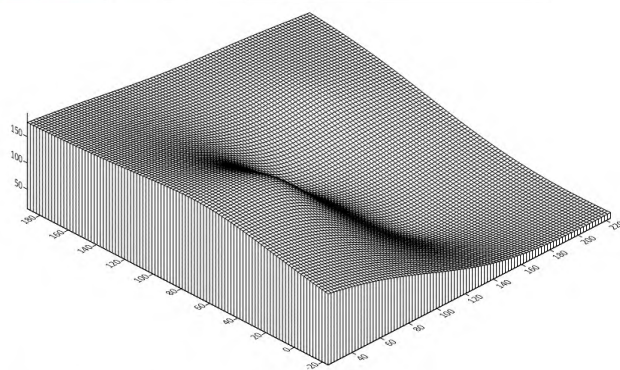
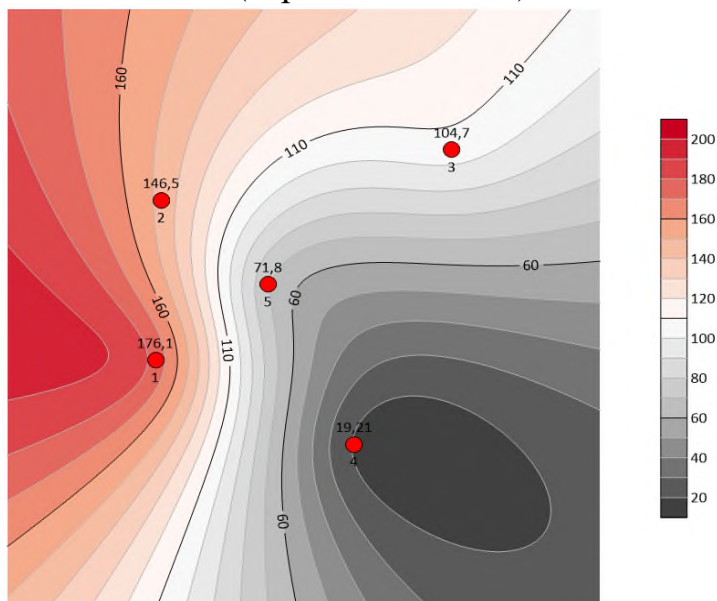


Розріз

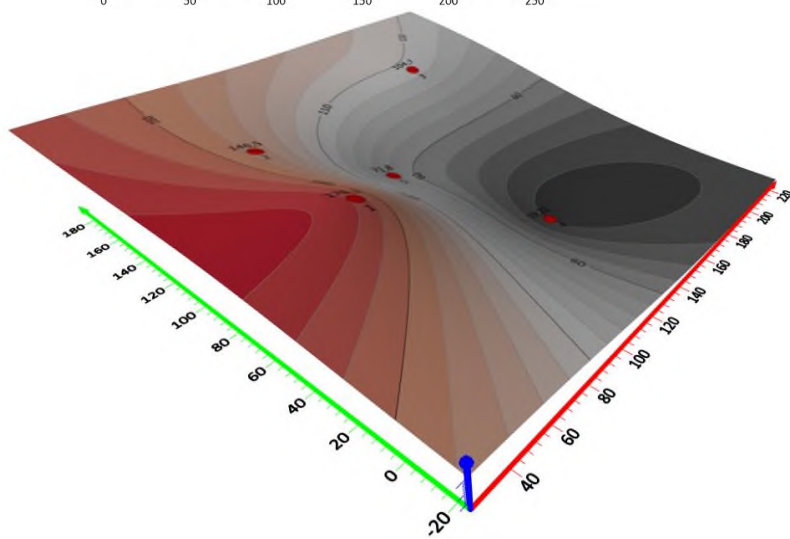
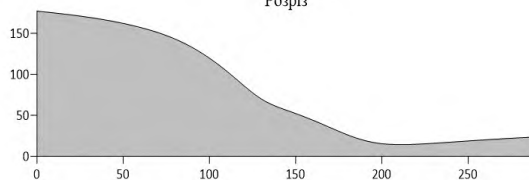




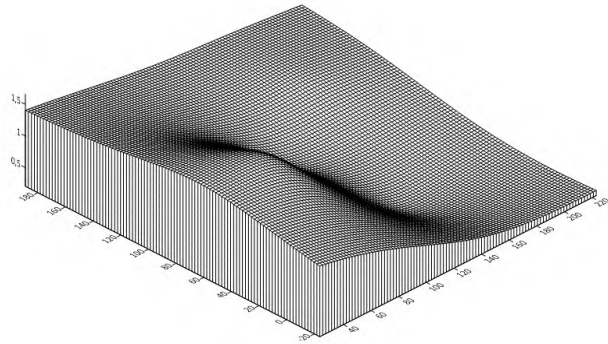
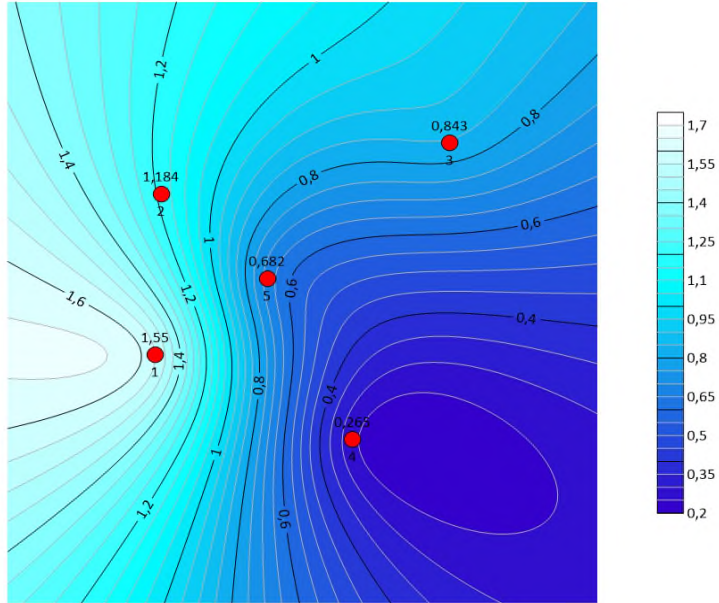
## La (горизонт 0-20 см)



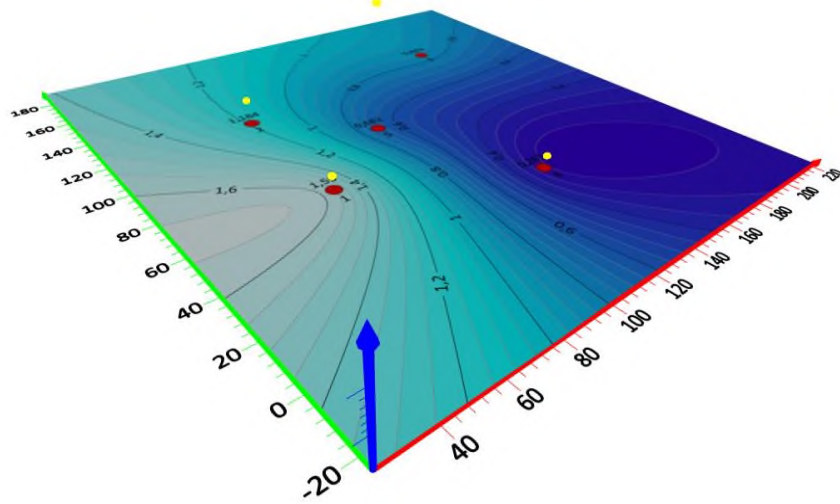
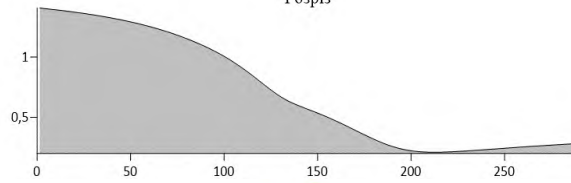
Розріз



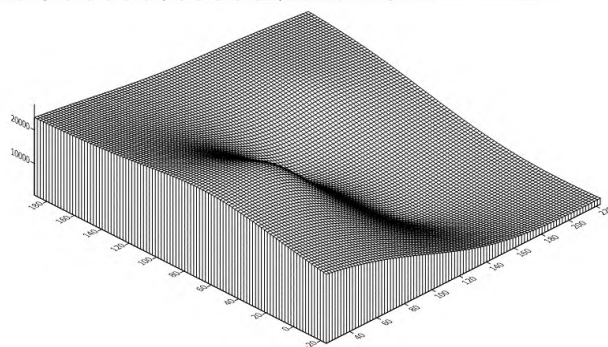
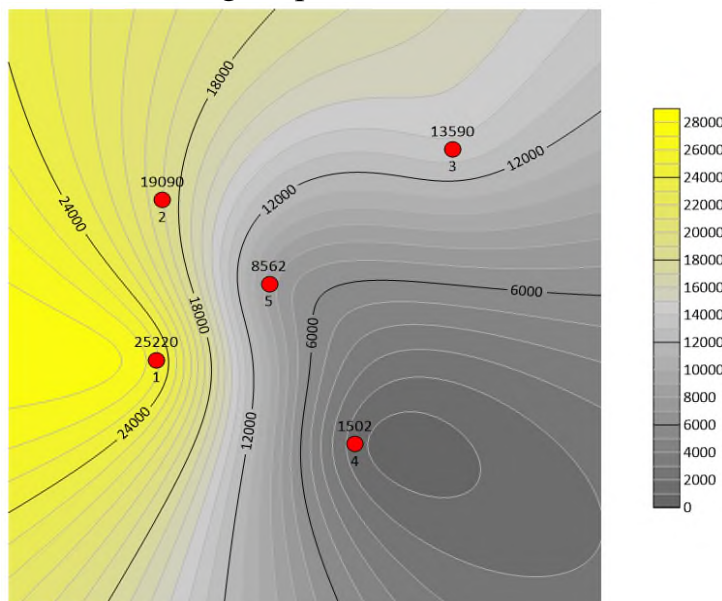
Lu (горизонт 0-20 см)



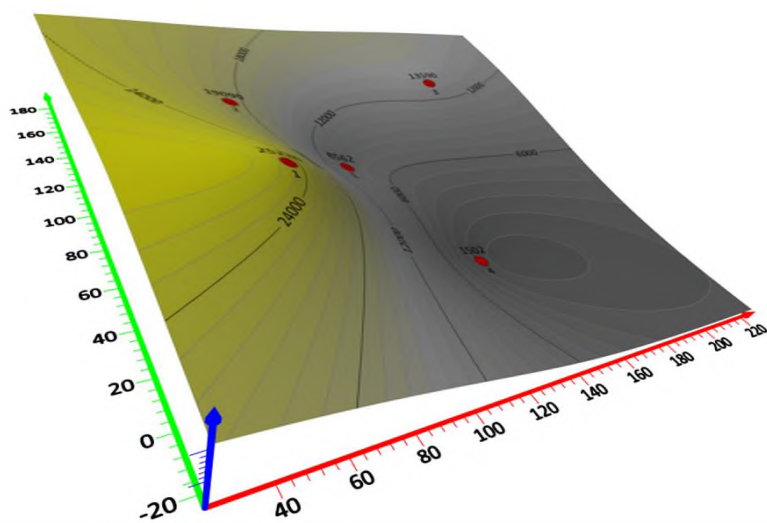
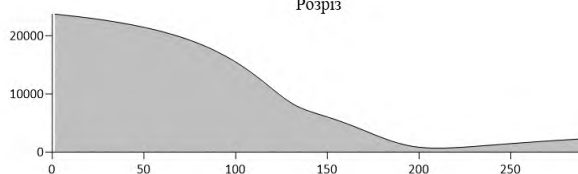
Розріз



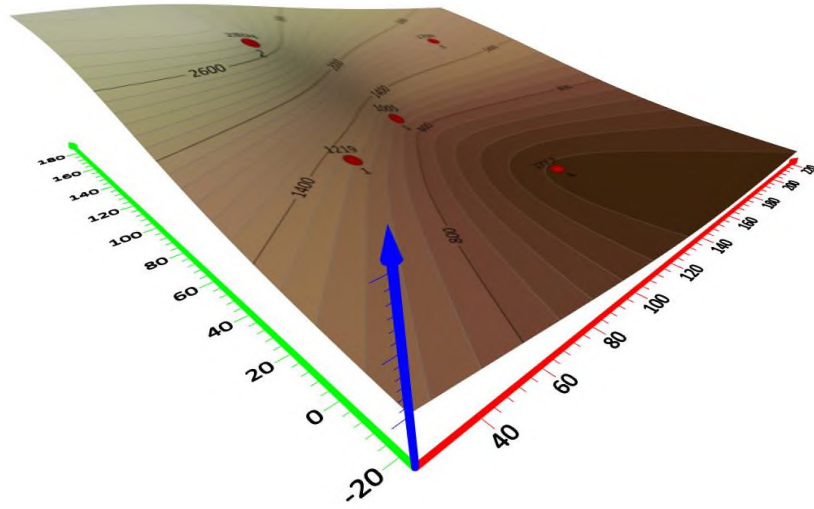
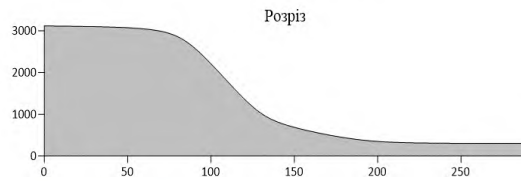
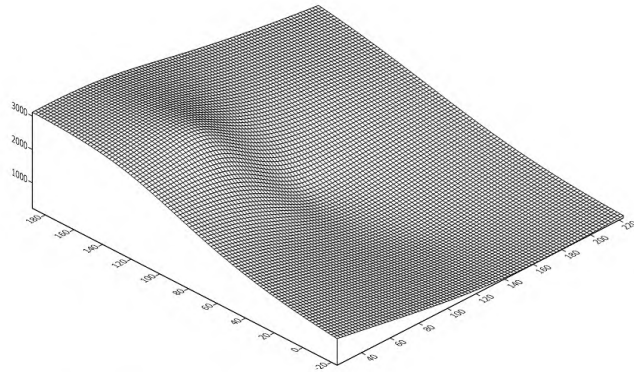
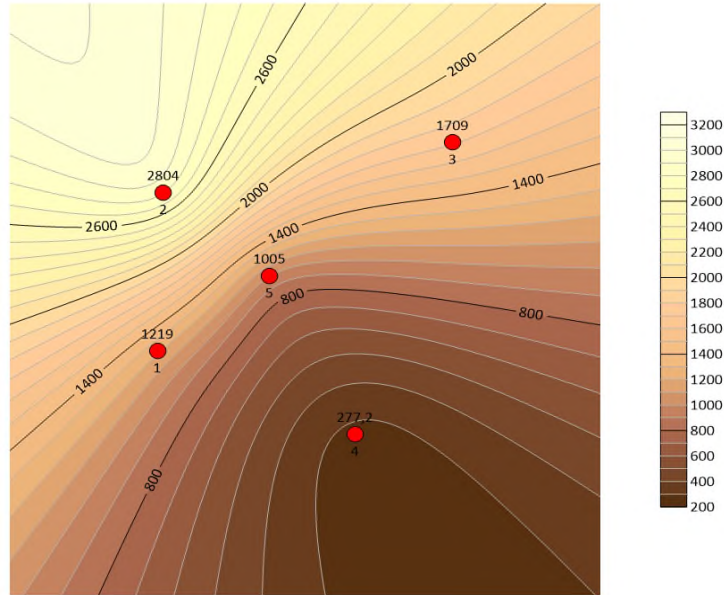
## Mg (горизонт 0-20 см)



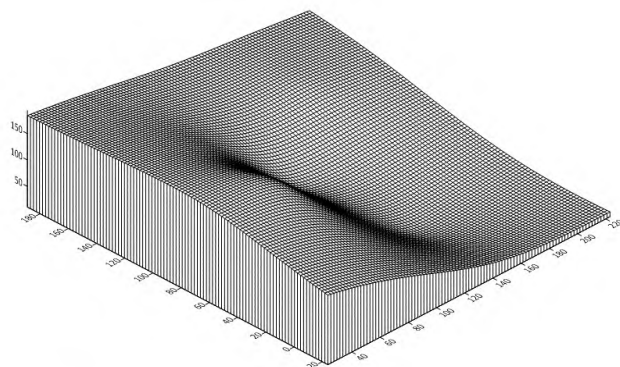
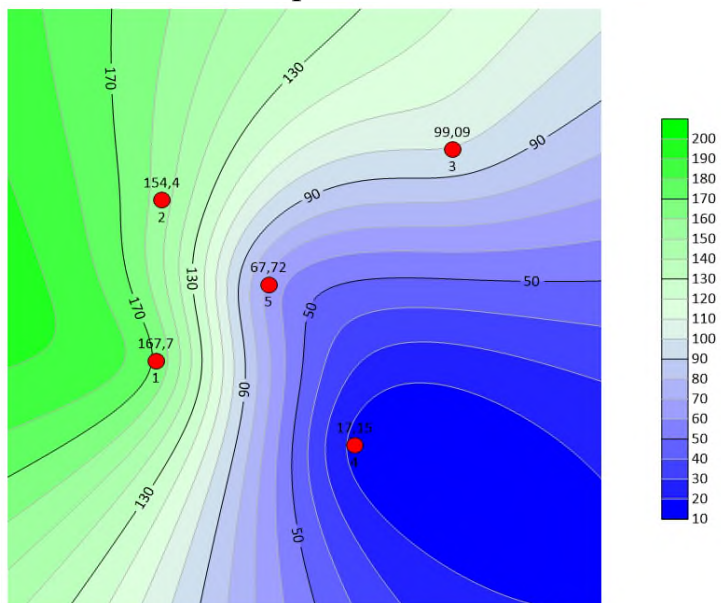
Розріз



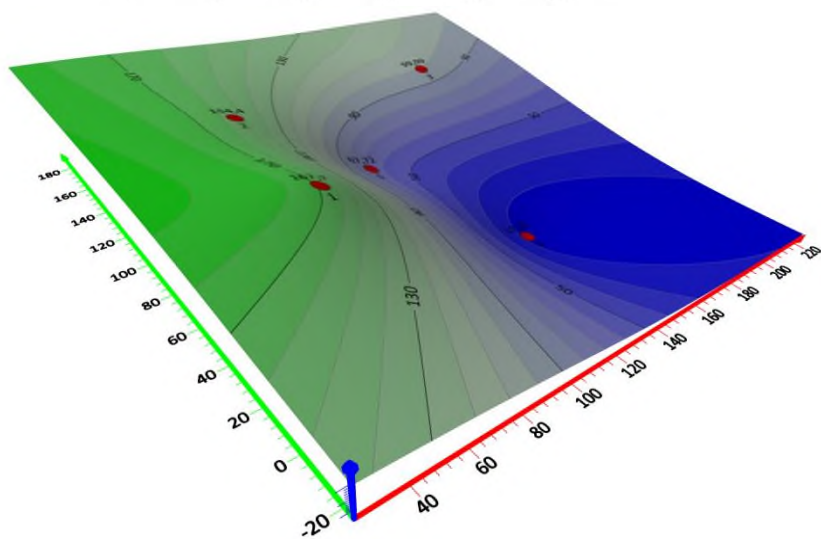
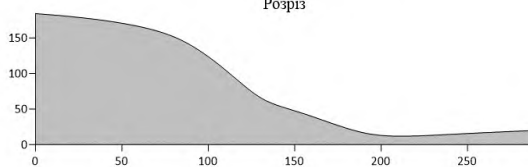
Мп-3V (горизонт 0-20 см)



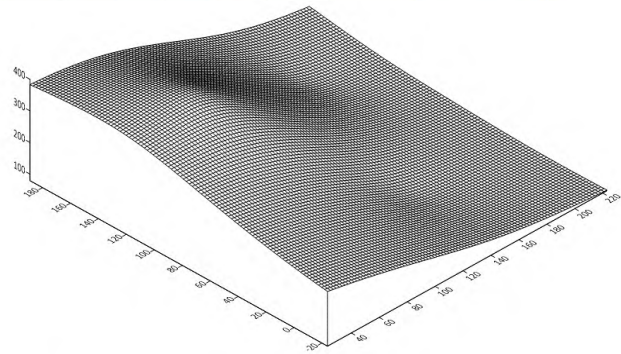
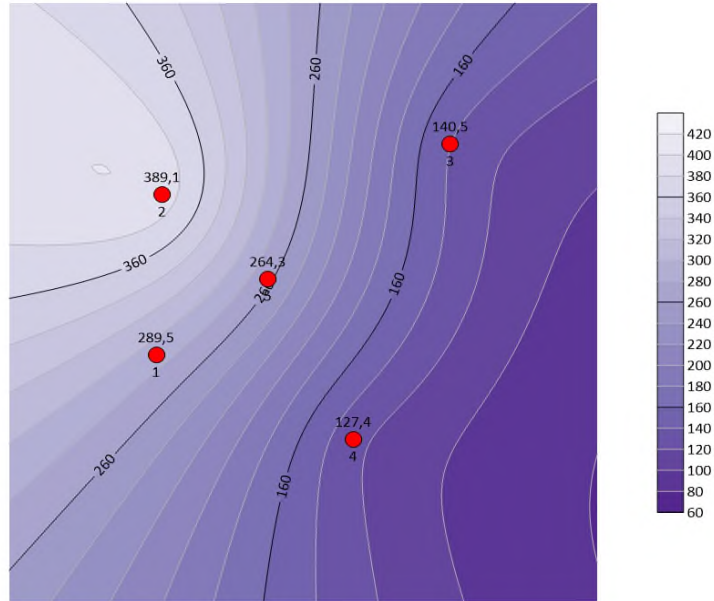
## Nd (горизонт 0-20 см)



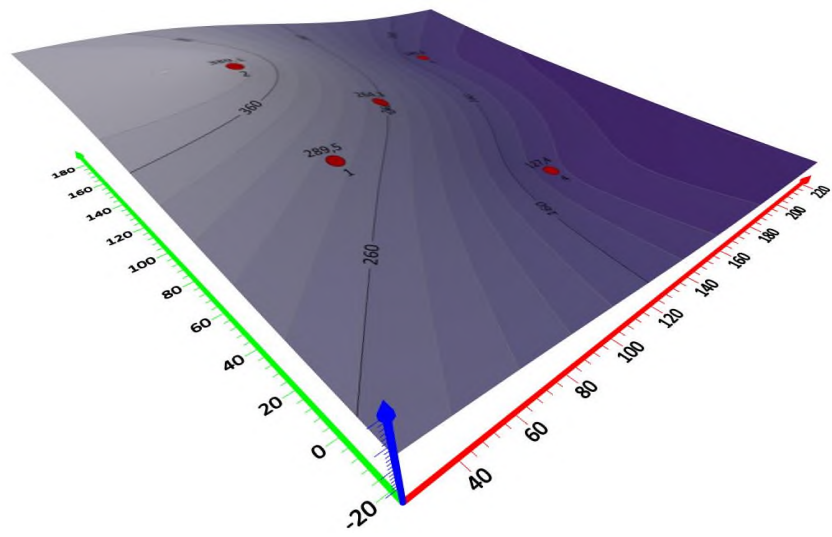
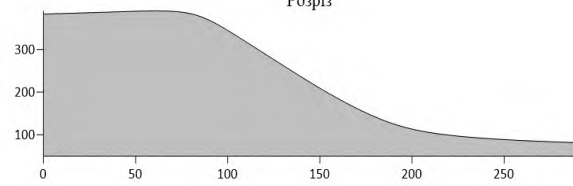
Розріз



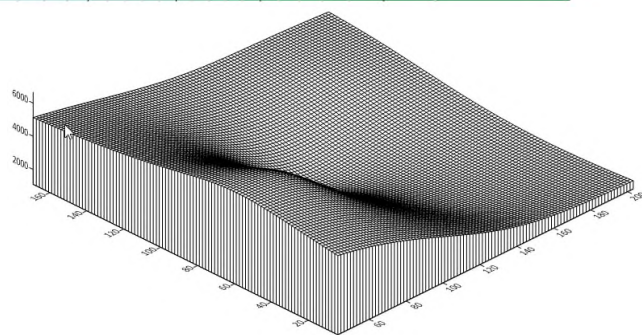
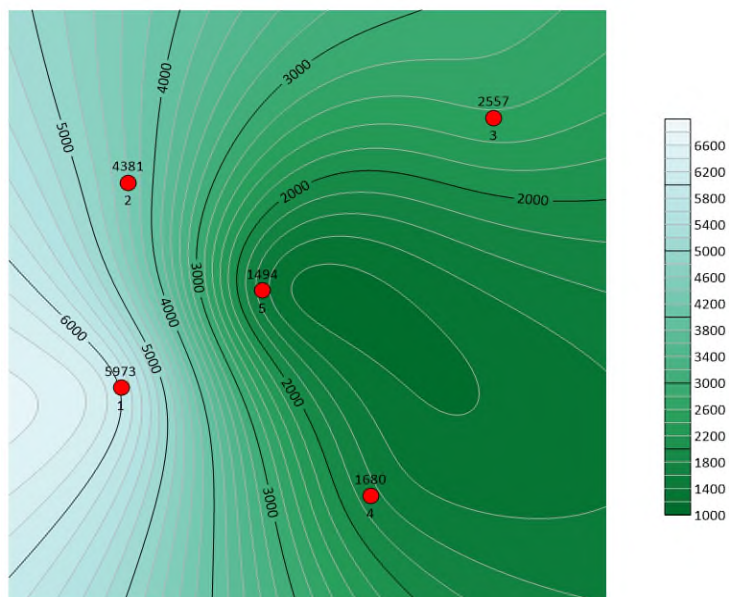
Ni-3V (горизонт 0-20 см)



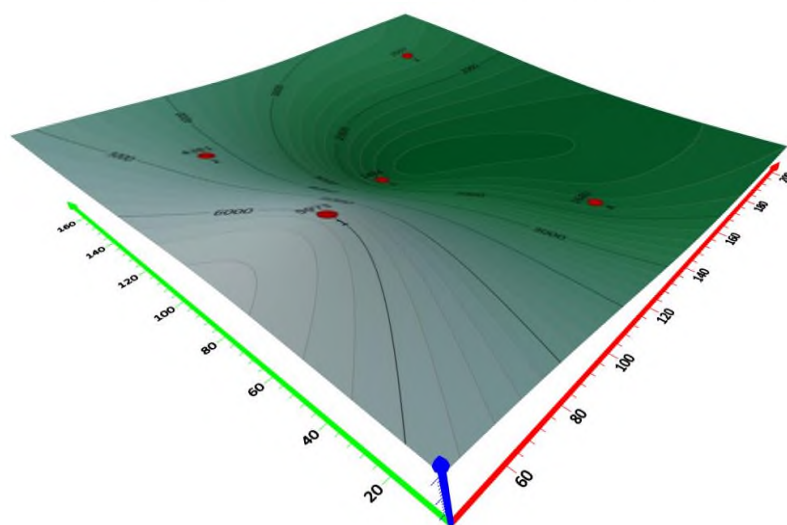
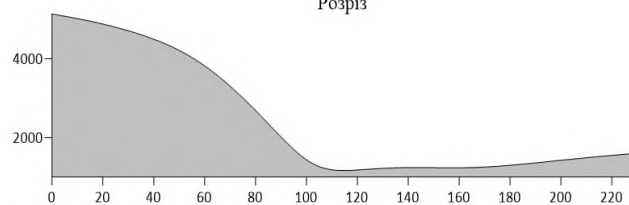
Розріз



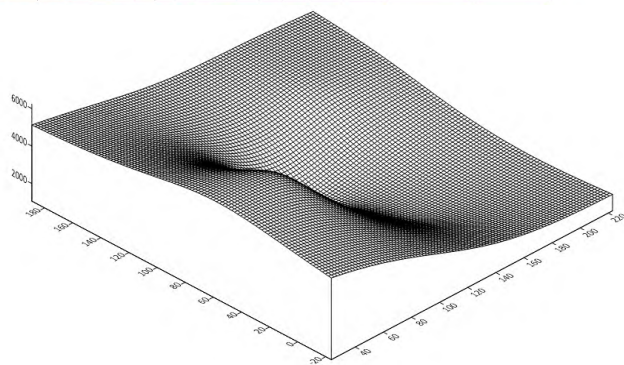
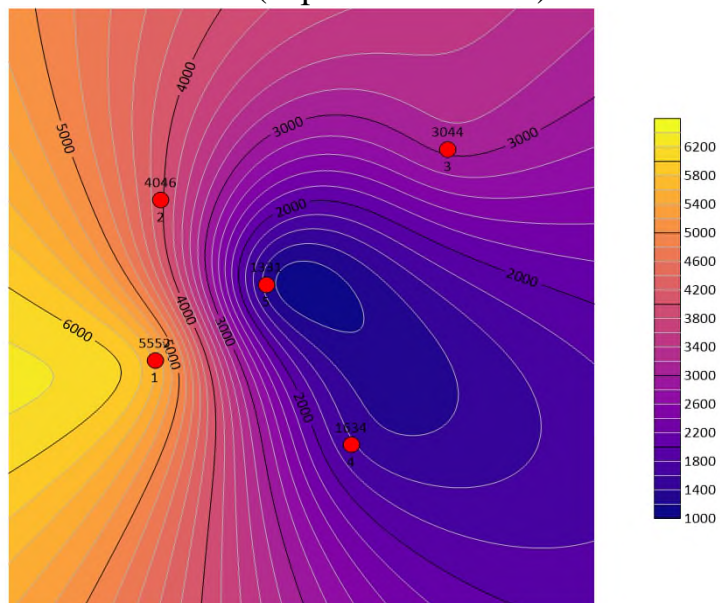
## Р-0V (горизонт 0-20 см)



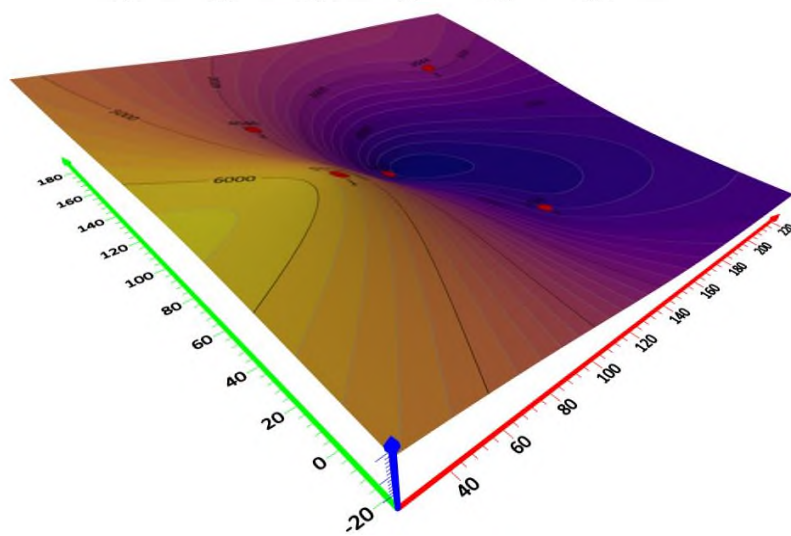
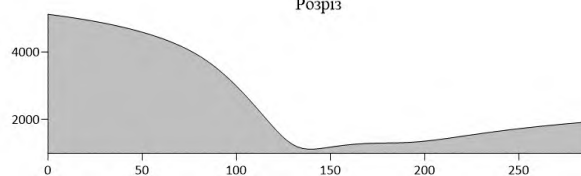
Розріз



## Р-3V (горизонт 0-20 см)

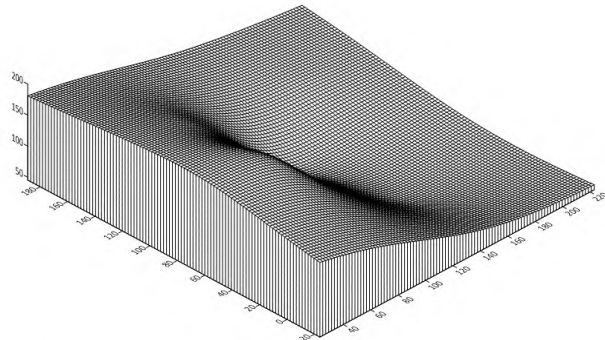
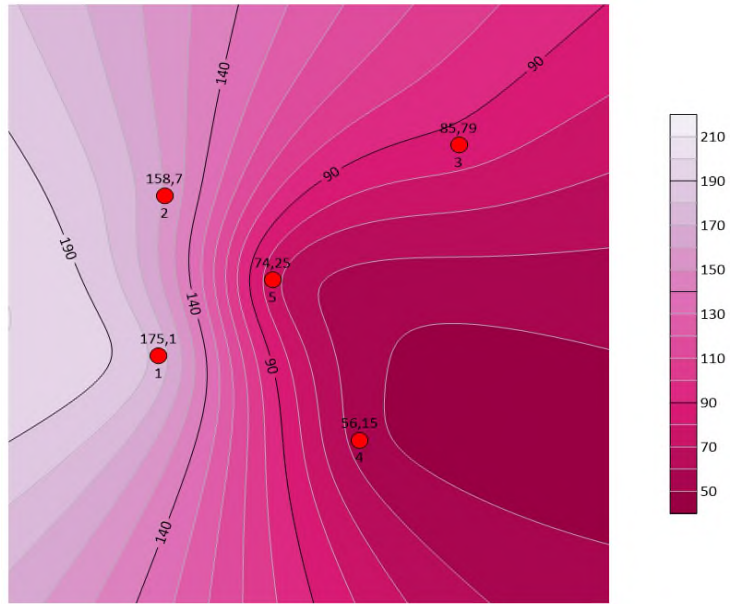


Розріз

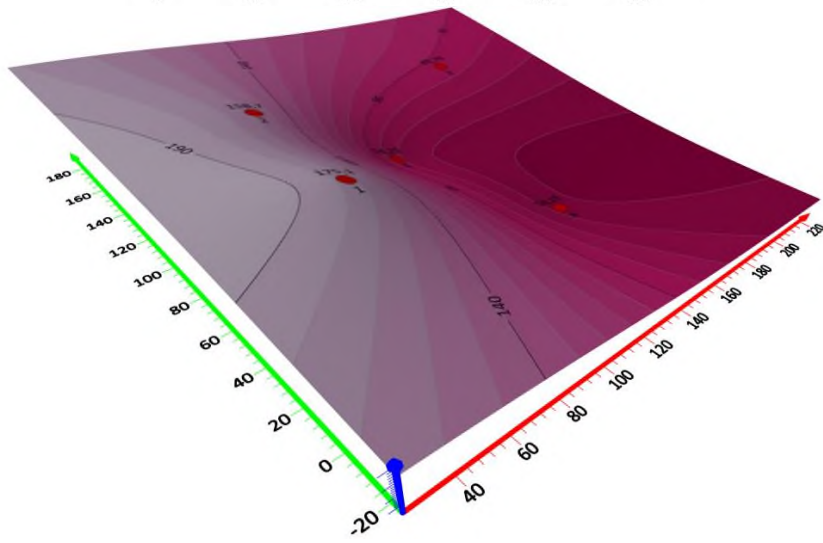
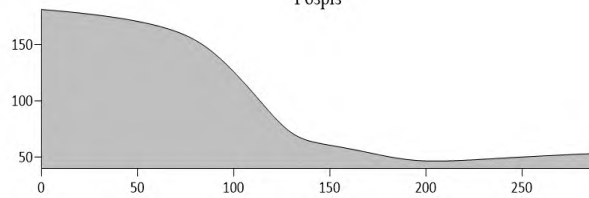




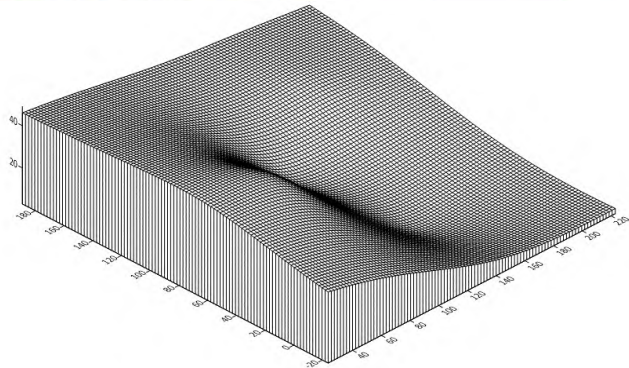
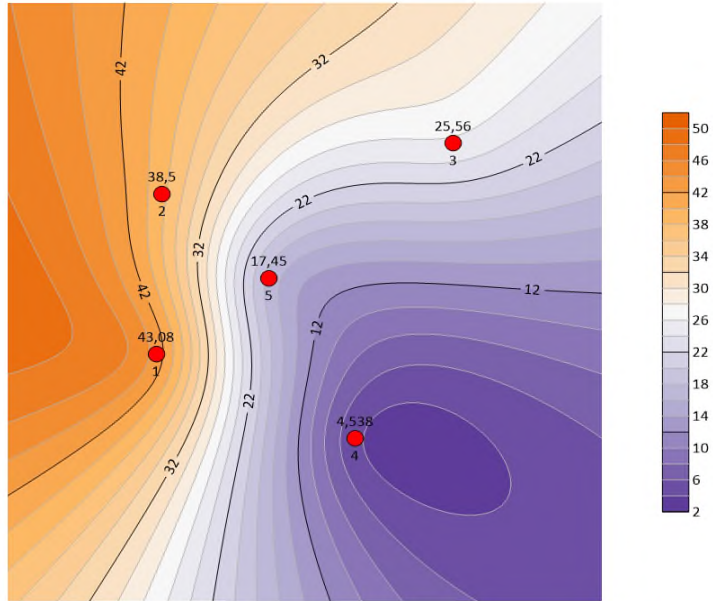
Pb (горизонт 0-20 см)



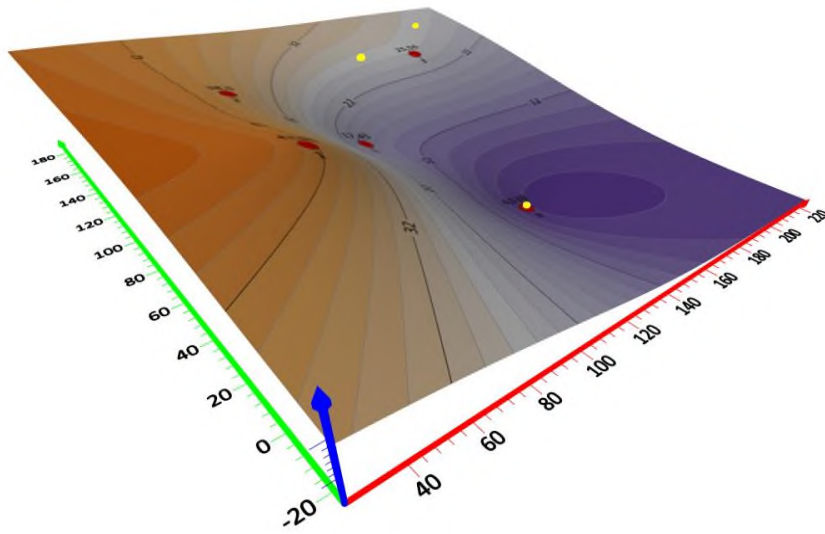
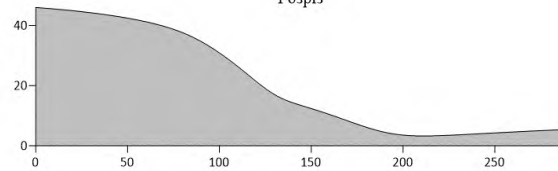
Розріз



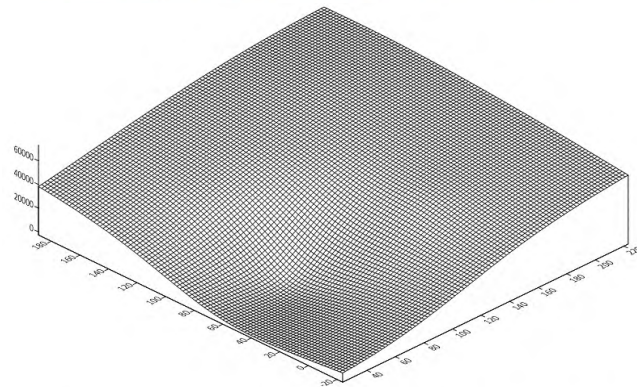
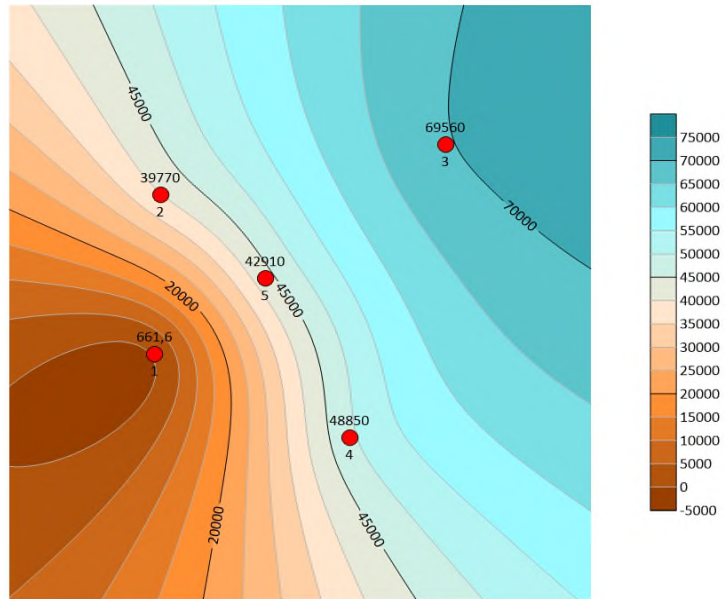
Pr (горизонт 0-20 см)



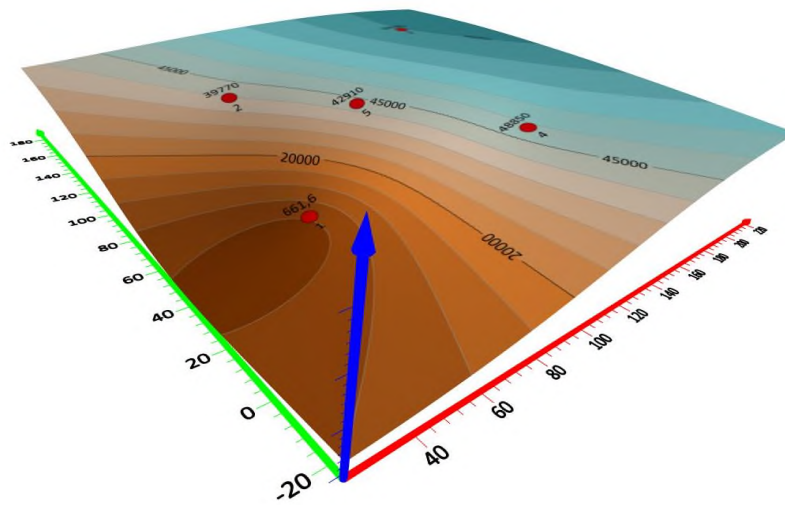
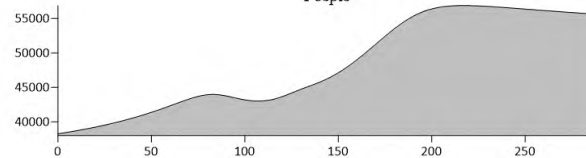
Розріз



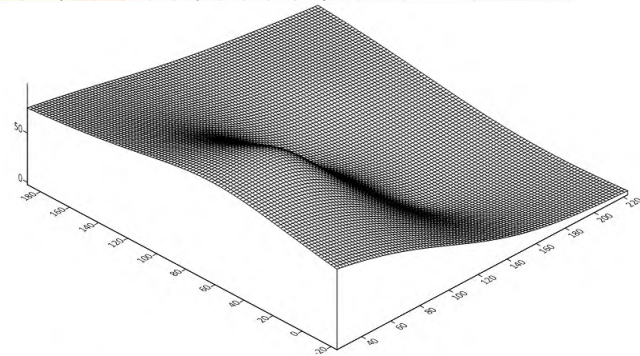
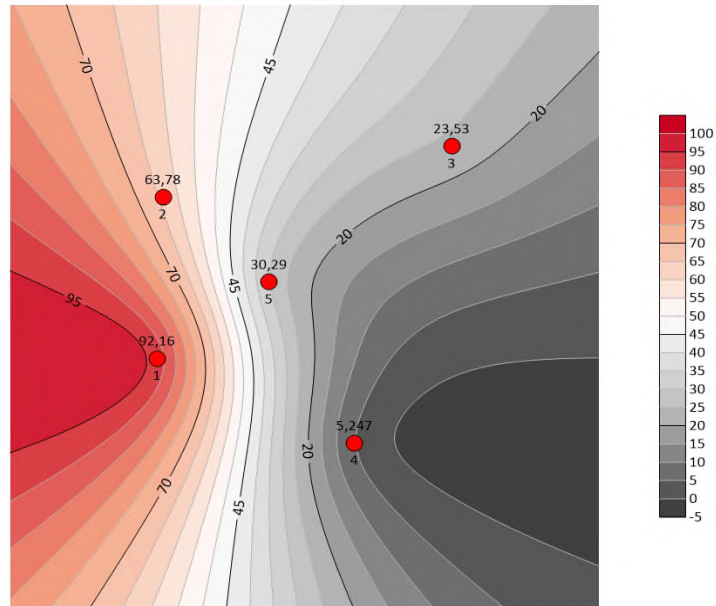
S-0V (горизонт 0-20 см)



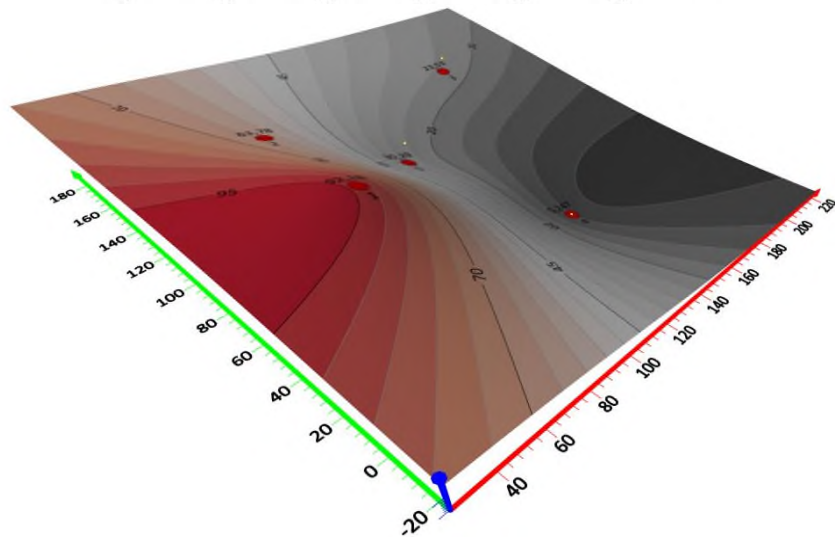
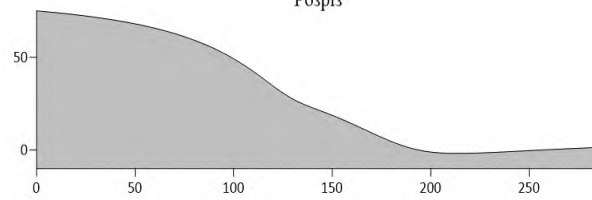
Розріз



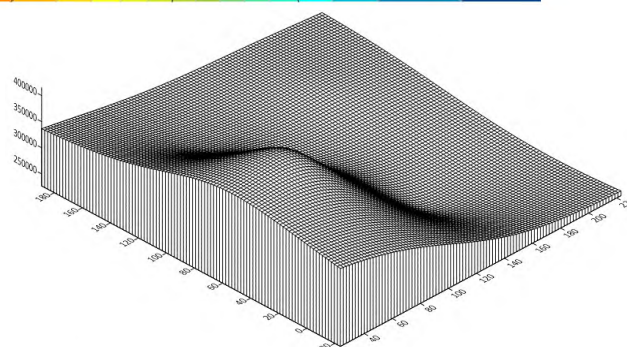
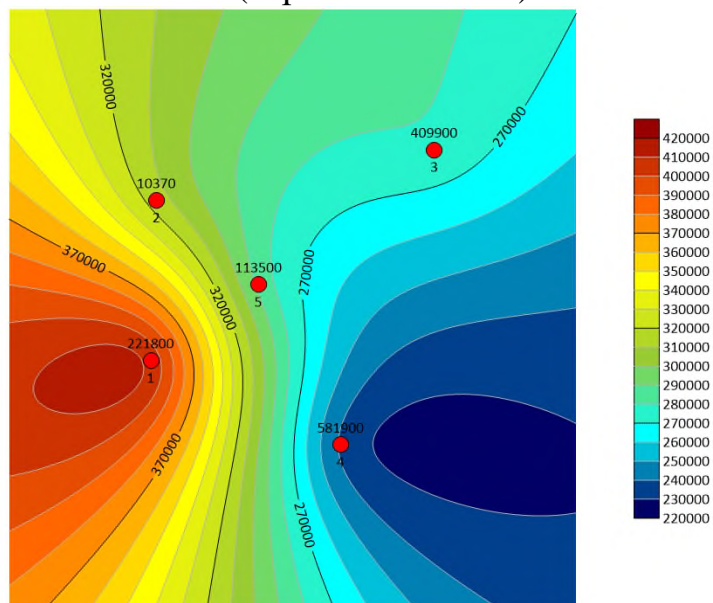
Sc-3V (горизонт 0-20 см)



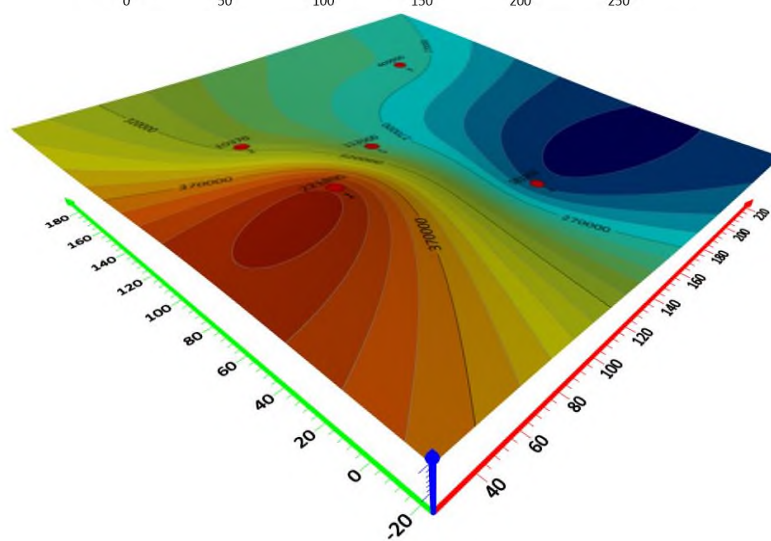
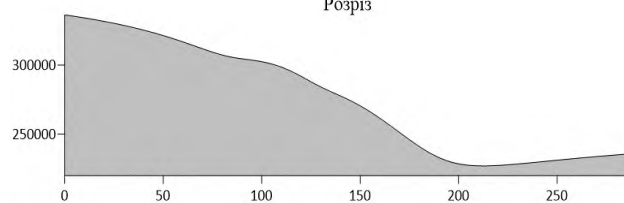
Розріз



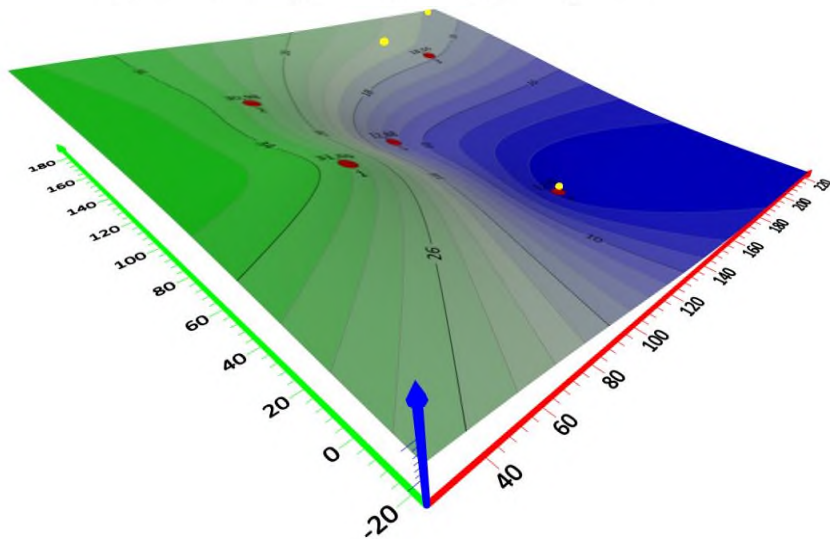
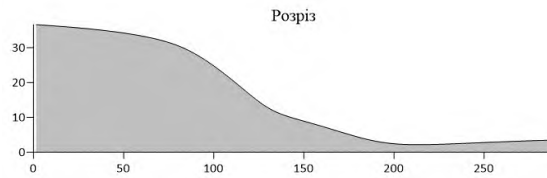
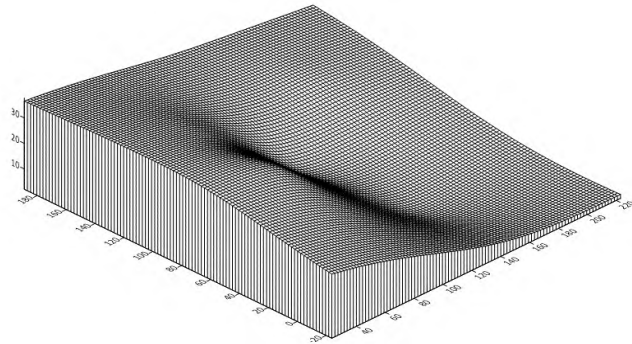
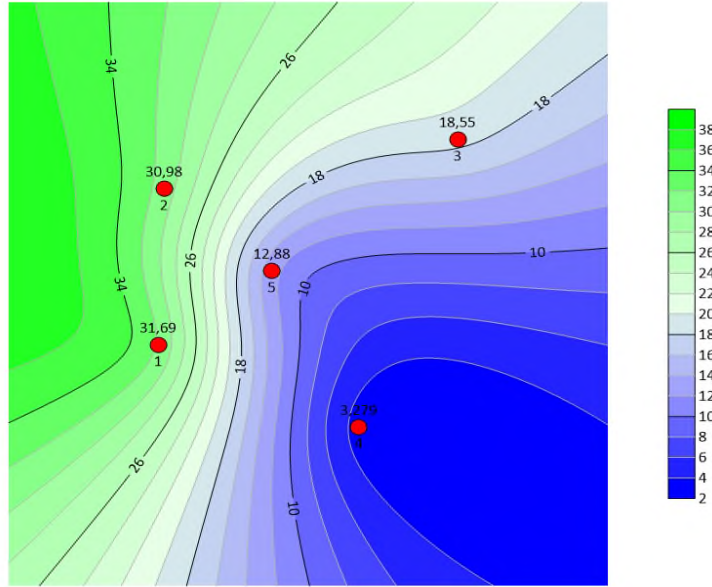
## Si (горизонт 0-20 см)



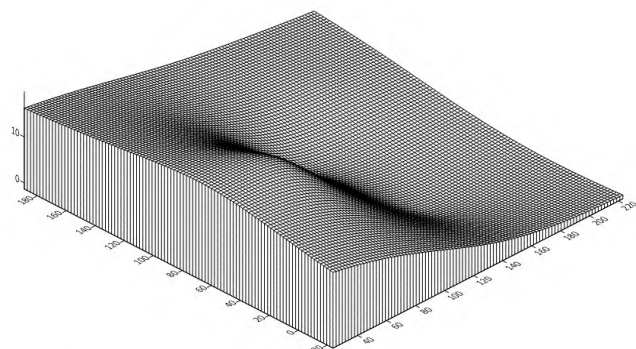
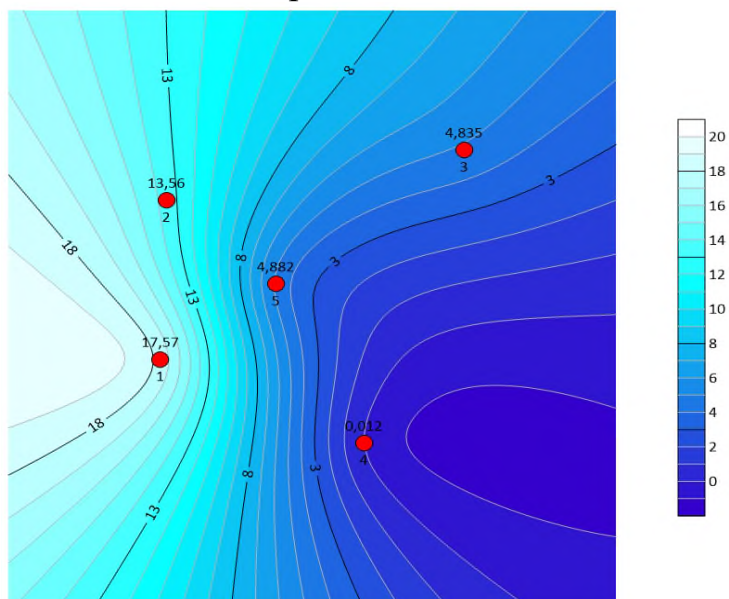
Розріз



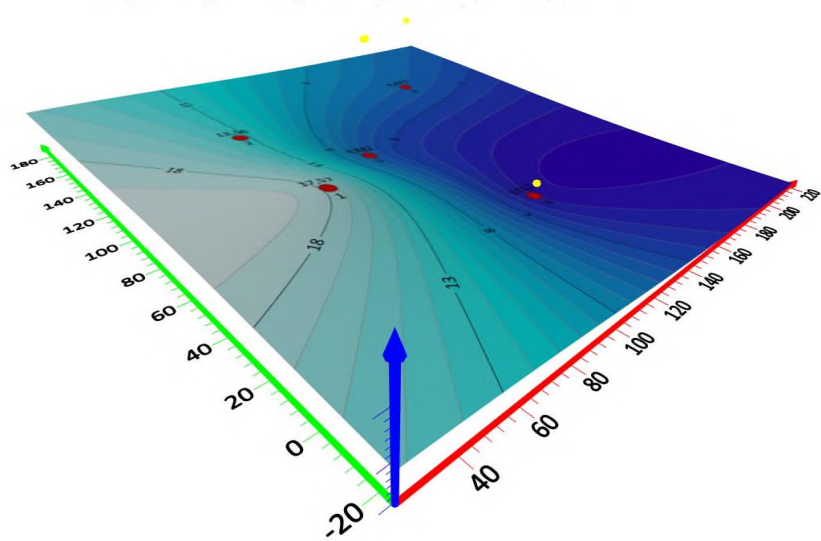
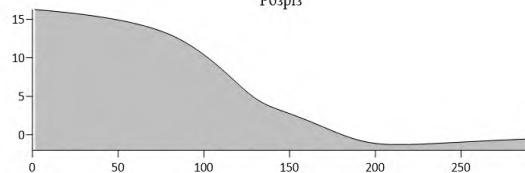
Sm (горизонт 0-20 см)



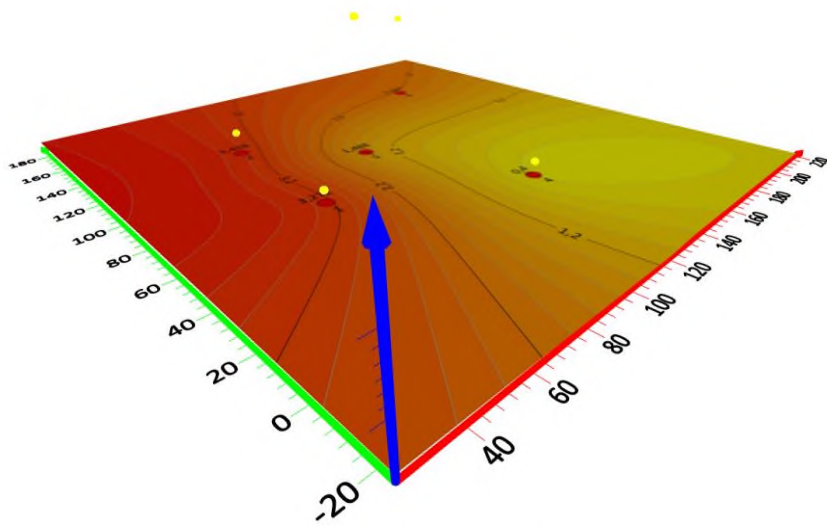
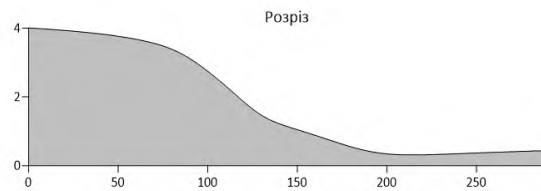
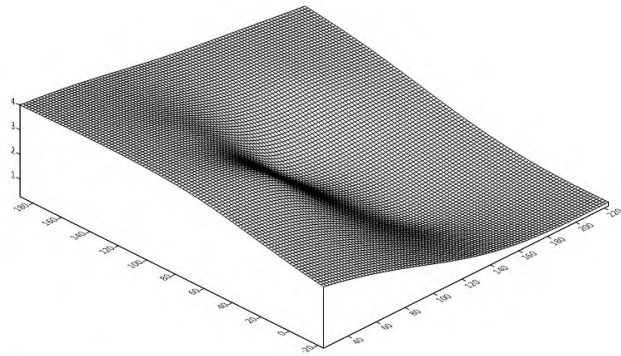
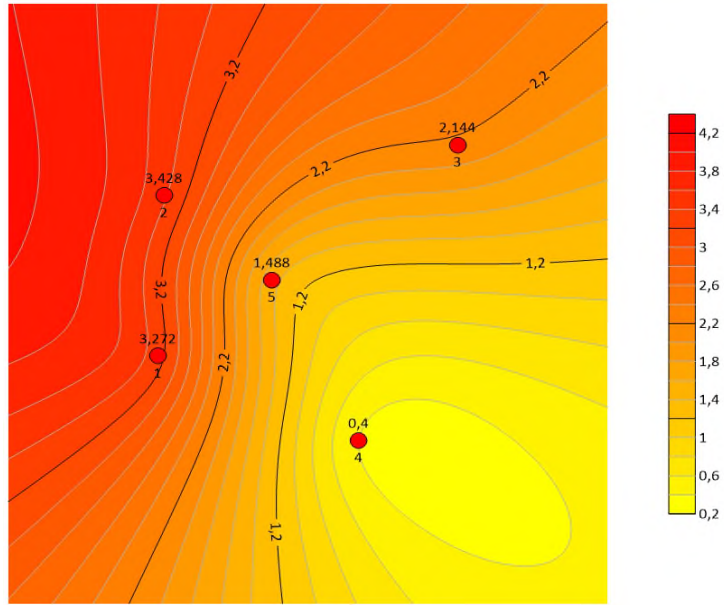
## Sn (горизонт 0-20 см)



Розріз

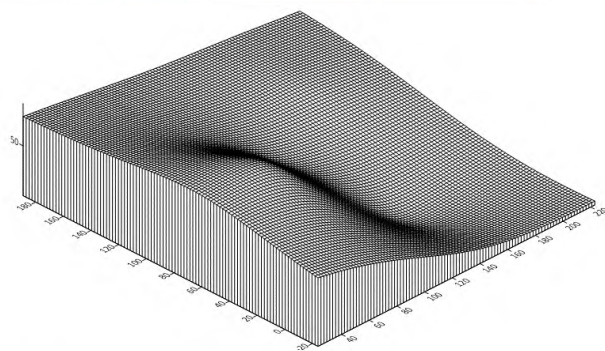
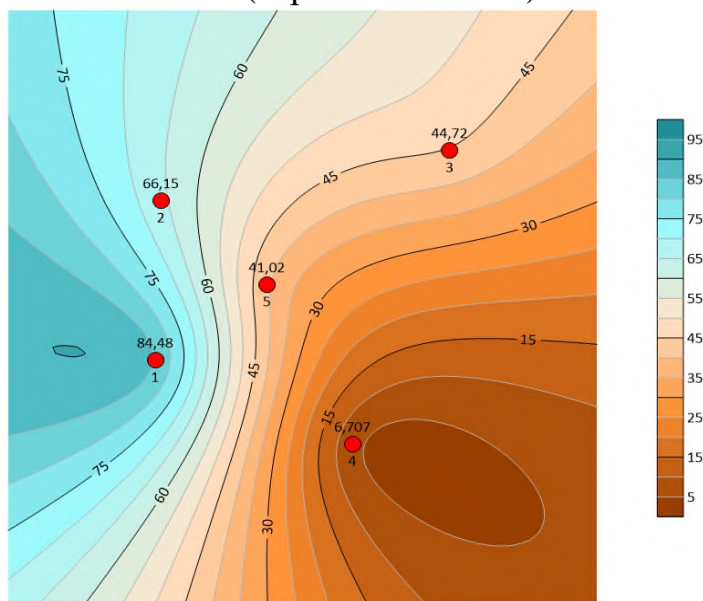


Тв (горизонт 0-20 см)

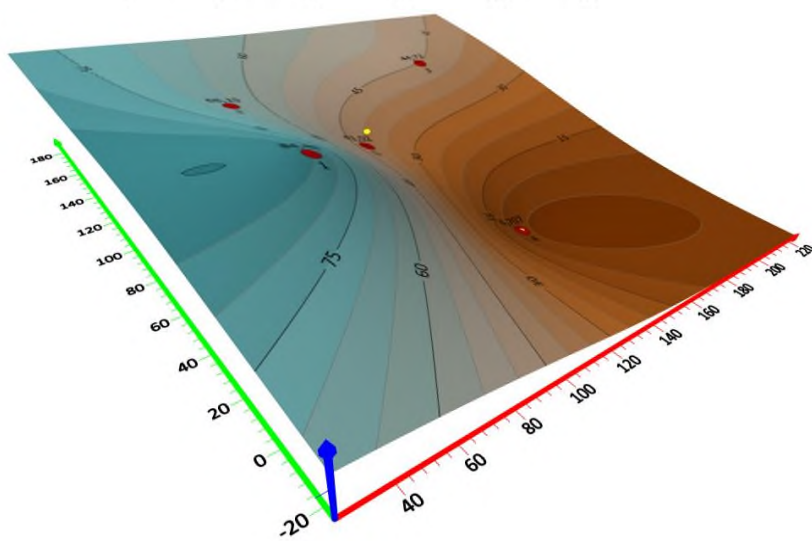
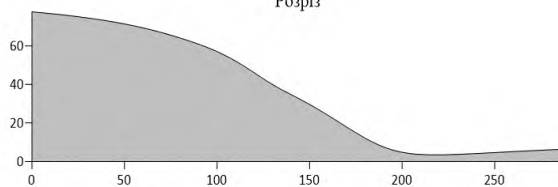




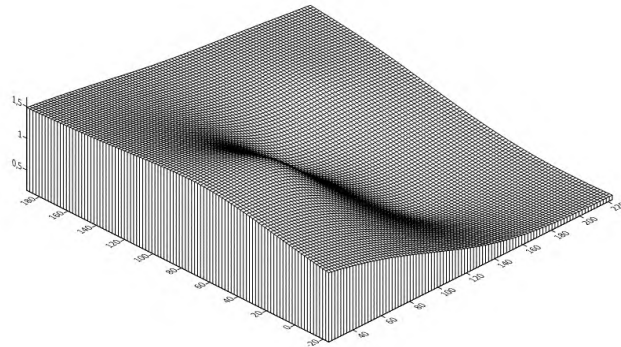
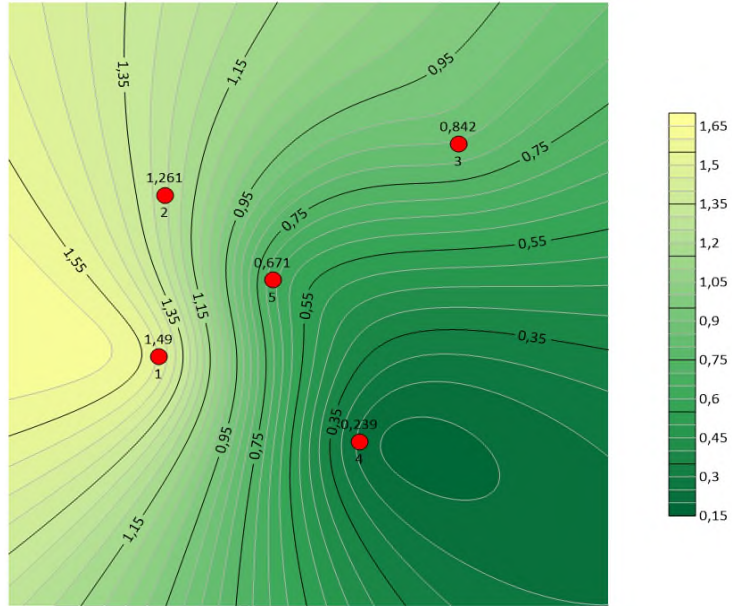
## Th (горизонт 0-20 см)



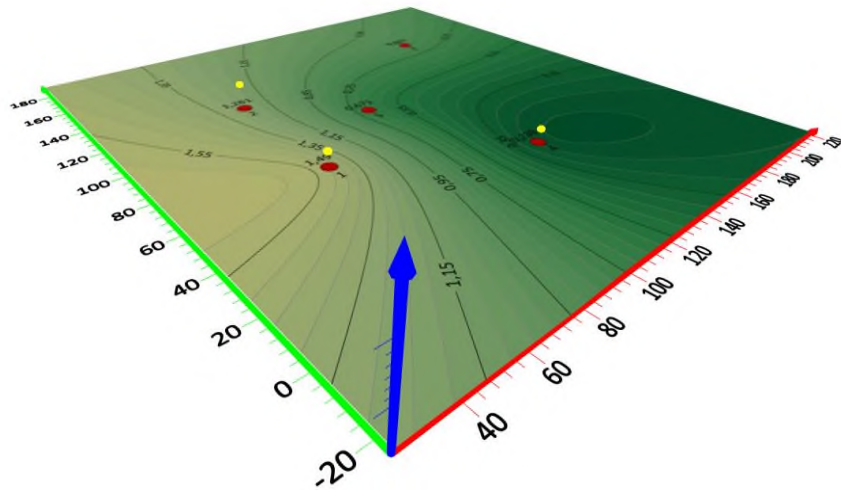
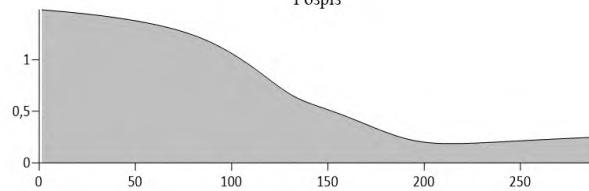
Розріз



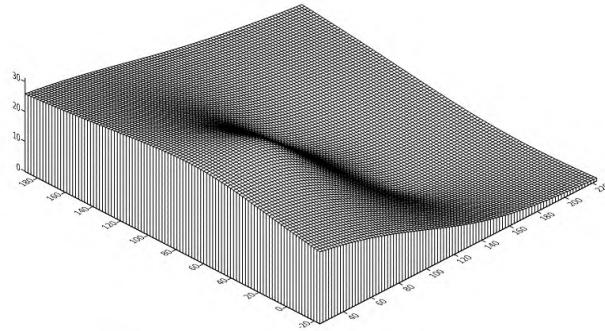
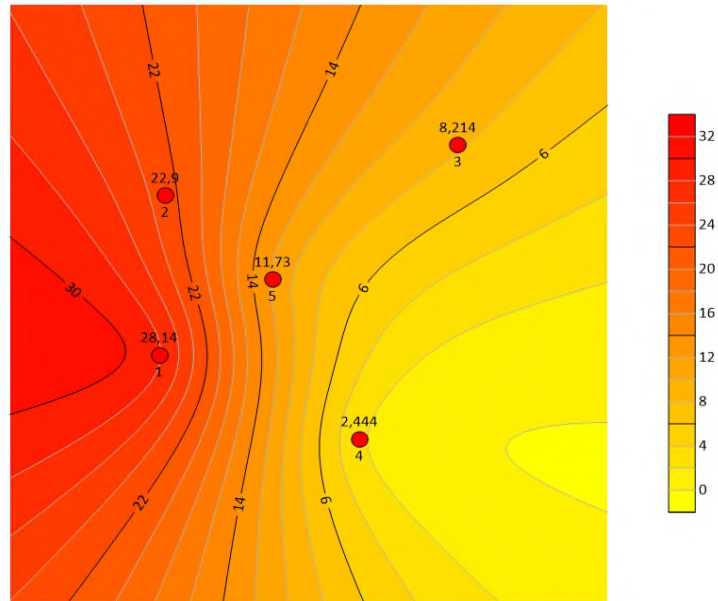
$T_m$  (горизонт 0-20 см)



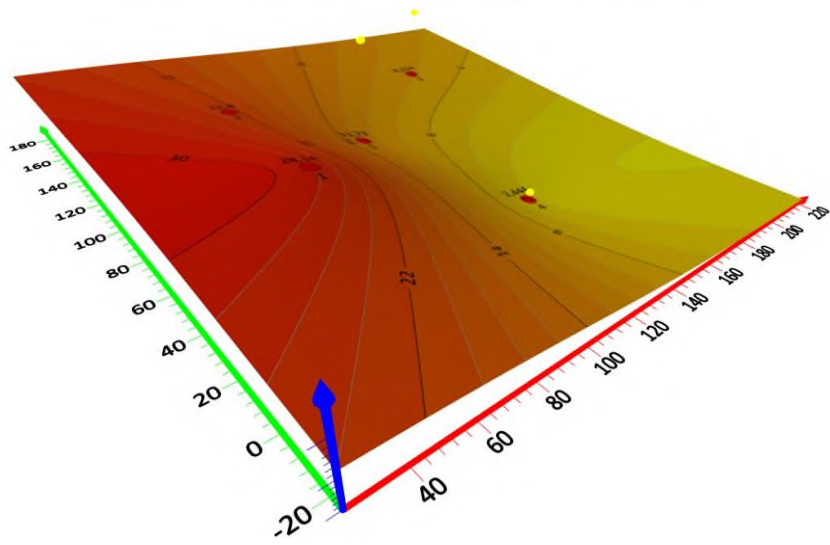
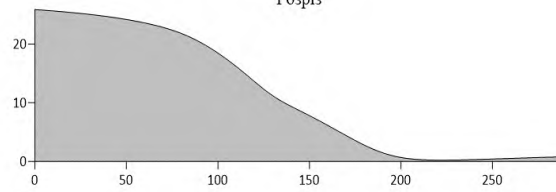
Розріз



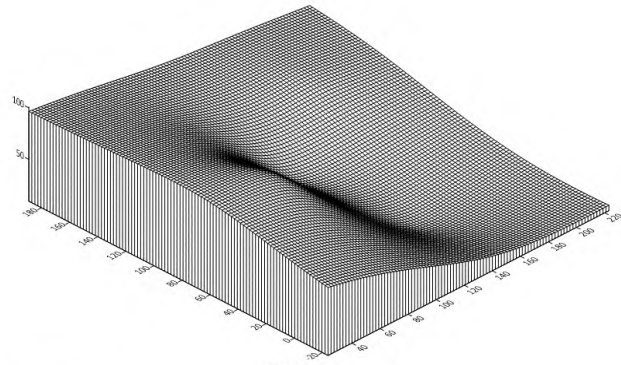
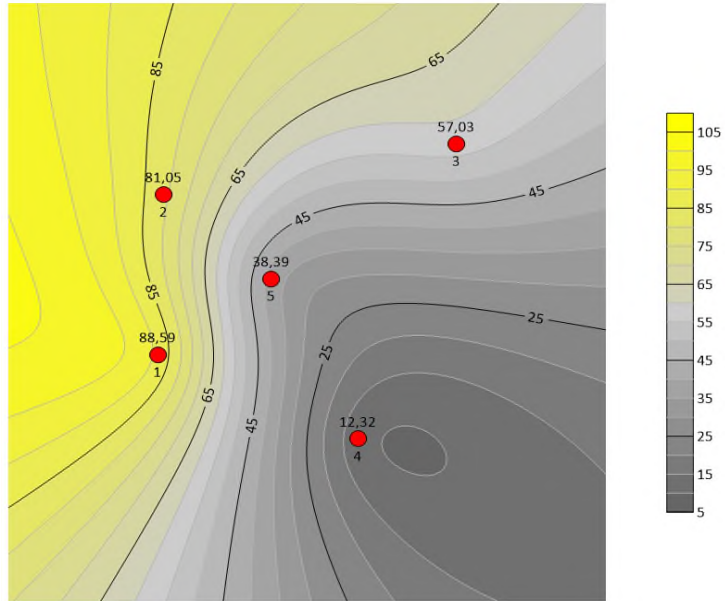
U (горизонт 0-20 см)



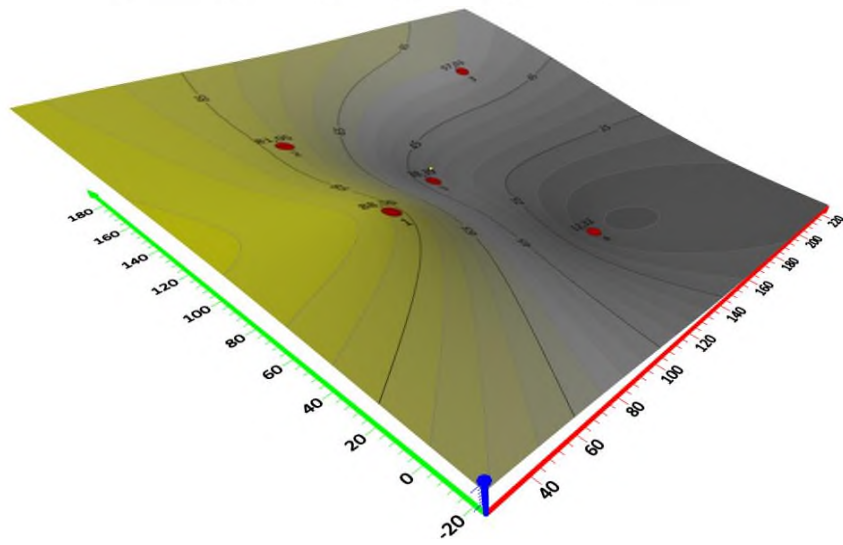
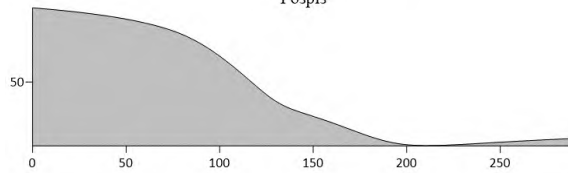
Розріз



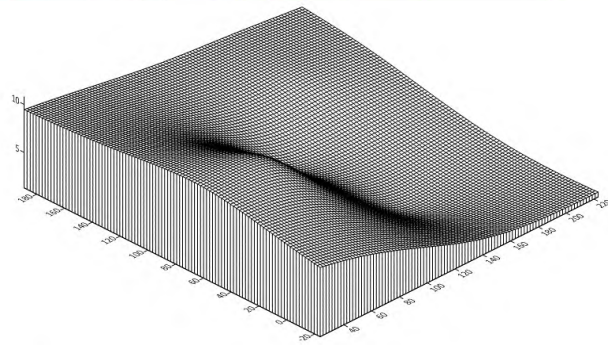
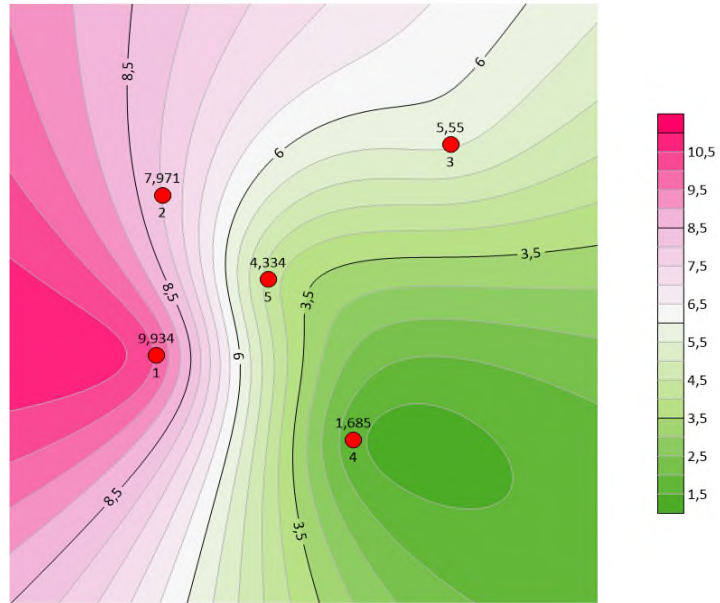
У (горизонт 0-20 см)



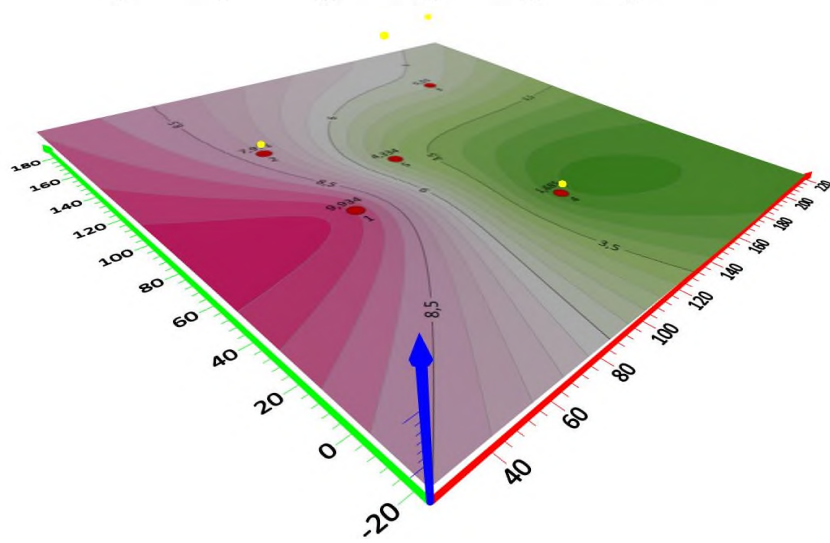
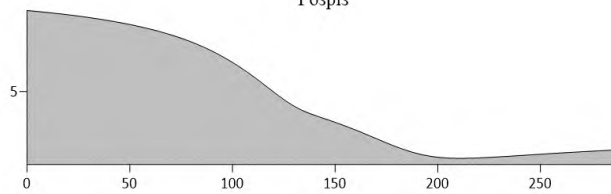
Розріз



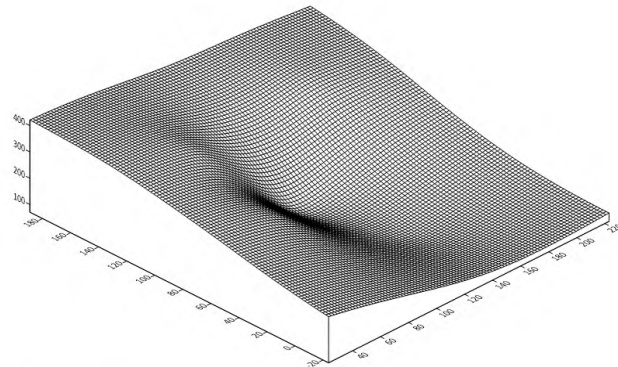
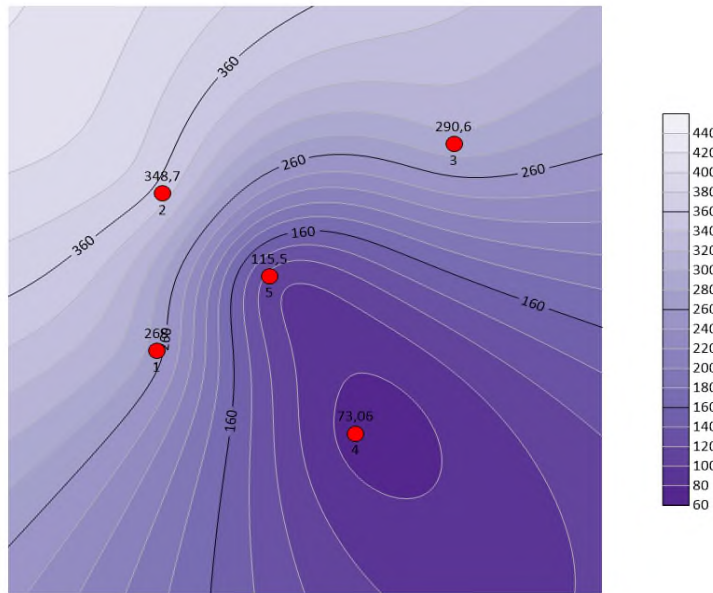
Ув (горизонт 0-20 см)



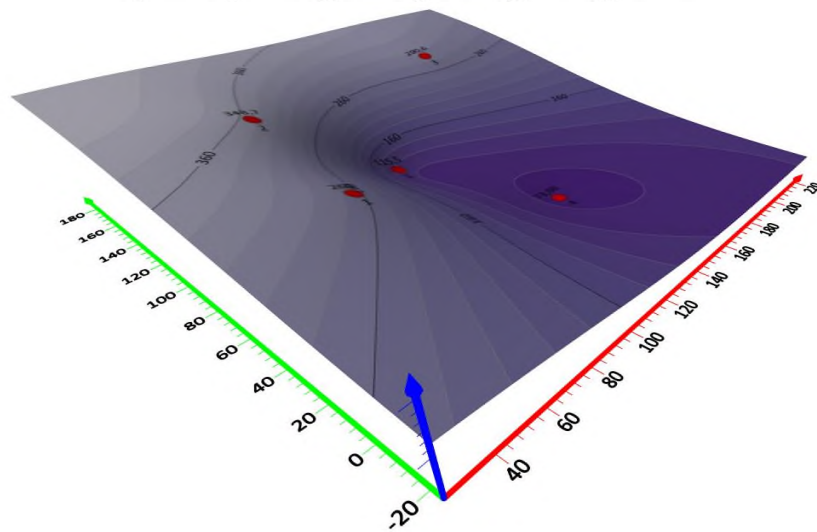
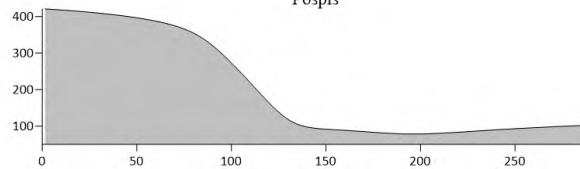
Розріз



Zn-3V (горизонт 0-20 см)



Розріз



## Додаток В. Акт впровадження результатів дисертаційної роботи в навчальний процес

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з навчальної та методичної роботи  
Львівського державного університету безпеки  
життєдіяльності,

кандидат технічних наук, доцент,  
полковник служби цивільного захисту

Дмитро ЧАЛИЙ

2022 року



АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження  
аспіранта кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки  
життєдіяльності Андрія ВОЛОЩИШИНА  
у навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності

Комісія у складі:

голови комісії: заступника начальника навчально-наукового інституту цивільного захисту, к.ф.-м.н., доцента, полковника служби цивільного захисту Ольги МЕНЬШИКОВОЇ; членів комісії: завідувача кафедри екологічної безпеки д.с.-г.н., професора Андрія КУЗИКА та старшого викладача кафедри екологічної безпеки к.т.н., майора служби цивільного захисту Павла БОСАКА встановила, що результати дисертаційного дослідження Андрія ВОЛОЩИШИНА на тему: «Екологічний стан природно-технічних геосистем ліквідованих шахт Львівсько-Волинського вугільного басейну» впроваджені під час викладання таких дисциплін в Університеті на кафедрі екологічної безпеки:

– змістового модулю № 2. «Властивості геосистем та ландшафтно-екологічні дослідження» тема № 10: «Типологія ландшафтів України» з дисципліни «Ландшафтна екологія» за спеціальністю 101 «Екологія»;

– змістового модулю № 4. «Організація моніторингу за складовими довкілля» тема № 21: «Моніторинг геологічного середовища» з дисципліни «Моніторинг довкілля» за спеціальністю 101 «Екологія»;

– змістового модулю № 1. «Техносфера та її вплив на стан довкілля» тема № 1.2: «Вплив гірничодобувного комплексу на довкілля» з дисципліни «Техноекологія» за спеціальністю 101 «Екологія».

Результати дисертаційного дослідження використані в лекційних курсах зазначених навчальних дисциплін при викладенні теоретичних положень та методичних підходів щодо проведення досліджень природно-технічних геосистем з метою зниження рівня екологічної небезпеки довкілля гірничодобувних регіонів.

Голова комісії:

Заступник начальника  
навчально-наукового інституту  
цивільного захисту,  
к.ф.-м.н., доцент,  
полковник служби цивільного захисту

Ольга МЕНЬШИКОВА

Члени комісії:

Завідувач кафедри  
екологічної безпеки,  
д.с.-г.н., професор

Андрій КУЗИК

Старший викладач кафедри  
екологічної безпеки,  
к.т.н.,  
майор служби цивільного захисту

Павло БОСАК

## Додаток Г. Реалізація проекту ревіталізації терикону шахти «Надія»



хаб інновацій для міст  
[hub-synchro.space](http://hub-synchro.space)  
 +380 (95) 9190159

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

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

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

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

Аліса Баньковська,

Засновниця та директорка  
 Хабу інновацій для міст "СИНХРО ПРОСТІР"





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



В.о. технічного директора ДП «Львіввугілля» -  
перший заступник генерального директора  
Василь БОЙКО  
«30» «23» 2022


**АКТ**

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

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

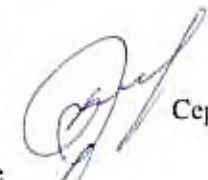
Голова комісії:

Заступник технічного директора  
з технології і механізації

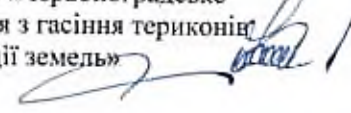
  
Олександр САФОНОВ

Члени комісії:

Заступник технічного директора  
з проти аварійного  
та протипожежного захисту

  
Сергій РУДЕНКО

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

  
Ігор КУПРОВСЬКИЙ

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



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

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



ЗАТВЕРДЖУЮ  
Завідуюча лабораторією  
ст. н. с. Бібіліч Тетяна ЗАЗУЛЯК.

«24» 06 2022 р.

### Протокол випробувань № 9/3 від 24.06.2022 р.

**1. Об'єкт випробувань:** Зразки:

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

**2. Замовник:** ФО Волощину А.І.

**3. Дата одержання зразків для випробувань:** 23.06.2022 р.

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

**5. Умови довкілля під час проведення випробувань:**

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

**6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-**

- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115 М1 зав № 01-2015Л1 (свідоцтво про калібрування № UA/37/ 210916/001412 від 16.09.2021 р.)

**7. Мета досліджень:** визначення вмісту токсичних елементів.

№ п/п	Назви показників, од. виміру	Вимірані величини					Метод визначення	Невизначеність вимірювань
		№7.2	№1.2	№8.2	№4.2	№2.2		
1.	Мідь, мг/дм <sup>3</sup>	0,17	0,34	0,078	0,17	0,41	ISO 8288	U = 18 %
2.	Цинк, мг/дм <sup>3</sup>	0,58	6,34	4,97	4,92	7,49	ISO 8288	U = 18 %

/ Відповідальний виконавець, с.п.с.

Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ

24.06.2022р.

ВЛДНМУ	ФОРМА Ф.Л1.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 9/3	сторінка 1/1

**Додаток Е. Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації**

***Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:***

1. Popovych N., Malyovanyu M., Telak O., **Voloshchyshyn A.**, Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. 1. 53-58. **(Index Copernicus)**

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми.*

2. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Фітомеліорація породних відвалів шахт у межах впливу Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2018. 54. 377-394. **(Index Copernicus)**

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми, оформлення результатів досліджень.*

3. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. 75(3). 33-45. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.75.3.23323> **(Scopus)**

*Особистий внесок – формулювання завдання і мети досліджень, опрацювання результатів досліджень.*

4. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. *News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences*. 2019. 4(436). 230-237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118> **(Scopus)**

*Особистий внесок – польові вимірювання температури, опрацювання результатів досліджень.*

5. Popovych V. V., Henyk Y. V., **Voloshchyshyn A. I.**, Sysa L. V. Study of physical and chemical properties of edaphotopes of the waste dumps at coal mines in the Novovolynsk mining area. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2019. 5. 122-129. <https://doi.org/10.29202/nvngu/2019-5/19> (Scopus)

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, формулювання цілей статті та висновків.*

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

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, аналіз результатів досліджень.*

7. Popovych V.V., **Voloshchyshyn A.I.**, Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. (Scopus)

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб породи, опис пробних площ та ділянок горіння породи, формулювання висновків.*

#### ***Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:***

8. Popovych V., Kuzmenko O., **Voloshchyshyn A.**, Petlovanyi M. Influence of man-made edaphotopes of the spoil heap on biota. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 2018. Vol. 60. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186000010> (Scopus) (участь дистанційна)

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, опрацювання результатів досліджень.*

9. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** The impact of coal waste heaps on the environment of Sokal district of Lviv region. *Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro)*. 2018. P. 86. (участь очна)

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, польові дослідження породних відвалів.*

10. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Основні тенденції відновлення девастрованих ландшафтів гірничовидобування (світовий аспект). *Школа підземної розробки: Матер. XII Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Бердянськ, 4-8 вересня 2018 року)*. 2018. С. 73-74. **(участь дистанційна)**

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, формулювання висновків.*

11. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Екологічні особливості формування фітомеліоративного вкриття на териконах вугільних шахт. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. I Всеукр. наук. конф. (м. Миколаїв, 21-22 вересня 2018 року)*. 2018. С. 86-87. **(участь дистанційна)**

*Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, визначення видового складу.*

12. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Екологічна небезпека буровугільних відвалів. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: Матер. III Міжнар. наук. – практик. конф. (м. Львів, 14 вересня 2018 року)*. 2018. С. 24. **(участь очна)**

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.*

13. Попович В. В., **Волощишин А. І.**, Попович Н. П. Теоретичні та практичні аспекти екологічної логістики відходів. *Стратегія екологічної безпеки України: соціально-економічний та правовий вимір: Матер. III Круглого столу (м. Львів, 11 травня 2018 року)*. 2018. С. 57-61. **(участь очна)**

*Особистий внесок – постановка проблеми, розроблення логістичної схеми.*

14. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. *E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering*. 2019. 123. 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035> (Scopus) **(участь дистанційна)**

*Особистий внесок – відбір зразків підтериконових вод, опрацювання результатів, формулювання висновків.*

15. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Хлориди та сульфати у підтериконових водах породних відвалів вугільних шахт. *Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: Матер. Міжнар. наук. - практ. конф. (м. Львів, 4-5 квітня 2019 року).* 2019. С. 216-217. **(участь очна)**

*Особистий внесок – відбір проб води, аналіз отриманих результатів.*

16. Popovych V., **Voloshchyshyn A.** Impact of coal-mining waste burning on the environment. *Ecological impact of fire, deforestation and forest degradation. Reclamation of devastated landscapes: the second round table (March 29, 2019, Lviv).* 2019. P. 37-39. **(участь очна)**

*Особистий внесок – вимірювання температури горіння породи, формулювання висновків.*

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

*Особистий внесок – оформлення результатів досліджень, формулювання висновків.*

18. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Забруднення водного басейну внаслідок гірничовидобувної діяльності як чинник зниження регіональної екологічної безпеки. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України: Матер. II Всеукр.наук. конф. (м. Миколаїв, 18-19 вересня 2020 року).* 2020. С. 134-135. **(участь дистанційна)**

*Особистий внесок – оформлення результатів досліджень, формулювання висновків.*

19. Попович В. В., **Волощишин А. І.** Аеротехногенне забруднення довкілля в зоні вуглевидобування. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку*

суспільства. *Європейський досвід і перспективи: Матер. IV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Львів, 26 березня 2021 року)*. 2021. С. 131-132. **(участь очна)**

*Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.*

20. Popovych V., **Voloshchyshyn A.**, Bosak P., Popovych N. Waste heaps in the urban environment as negative factors of urbanization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. 915(1). 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012001> **(Scopus)** **(участь дистанційна)**

*Особистий внесок – польові дослідження, відбір зразків підтериконових вод, опрацювання результатів, формулювання висновків.*

21. Босак П. В., **Волощишин А. І.** Горіння териконів вугільних шахт Червоноградського гірничопромислового району. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (м. Львів, 10-11 лютого 2022)*. 2022. С. 124. **(участь очна)**

*Особистий внесок – польові дослідження, опрацювання результатів, формулювання висновків.*