

**ІВАНО-ФРАНКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
НАФТИ І ГАЗУ  
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ

УДК 502.3:504.5:502.05

ДИСЕРТАЦІЯ

**НАУКОВО-ПРАКТИЧНІ ОСНОВИ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ПІД ЧАС  
РОЗРОБКИ НАФТОГАЗОВИХ РОДОВИЩ УКРАЇНИ НА ЗАВЕРШАЛЬНІЙ  
СТАДІЇ**

21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук  
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

А.В. Пукіш

Науковий консультант: **Мандрик Олег Миколайович** доктор технічних наук,  
професор

## АНОТАЦІЯ

**Пукіш А.В. Науково-практичні основи захисту довкілля під час розробки нафтогазових родовищ України на завершальній стадії. – На правах рукопису.**

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу. Спеціалізована вчена рада Д 20.052.05.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню науково-прикладної проблеми - мінімізації впливу на довкілля нафтогазових родовищ на завершальній стадії розробки шляхом розробки заходів щодо захисту навколишнього середовища.

В роботі проведено ідентифікацію характерних впливів на довкілля основних технологічних процесів у нафтовій промисловості. Встановлено, що найбільш значний негативний вплив під час розробки нафтогазових родовищ полягає у засоленні ґрунтів, поверхневих і підземних вод в результаті потрапляння пластових вод до компонентів довкілля. При цьому екологічна практика має дуже обмежений досвід у відновленні засолених ділянок. В сучасних наукових дослідженнях довгострокові екологічні впливи пластових вод, а також ґрунтово-сольові процеси вивчені недостатньо і є об'єктом досліджень останніх років.

Обґрунтовано можливість довготривалого впливу на довкілля після завершення розробки нафтогазових родовищ, виведення з експлуатації та/або ліквідації об'єктів нафтогазового комплексу. На прикладі Бориславського родовища доведено, що розроблення родовищ на завершальній стадії та виведення їх з розробки може мати суттєві екологічні наслідки і потребує детального вивчення з точки зору впливу на довкілля. Побудовано карту загазованості приземного шару атмосфери за результатами натурних замірів концентрацій вуглеводневих газів у атмосферному повітрі, визначено зони високих концентрацій. Запропоновано заходи, що дозволять попередити виходи пластових флюїдів на денну поверхню.

Проведено дослідження взаємозв'язків між іонами пластових вод. За результатами розрахунків встановлено, що прямий тісний кореляційний зв'язок спостерігається між загальною мінералізацією води, та концентрацією катіонів

натрію і кальцію (коефіцієнти кореляції становлять відповідно 0,97 та 0,82), а також хлорид аніону (коефіцієнт кореляції 0,99). Відповідно тісний кореляційний зв'язок спостерігається також між хлорид аніоном та аніоном кальцію (коефіцієнт кореляції 0,84), хлорид аніоном та катіоном натрію (коефіцієнт кореляції 0,96). Катіони кальцію і натрію володіють прямим зв'язком середньої сили між собою (коефіцієнт кореляції складає 0,67), який при цьому близький до значення тісного (0,70). Аналогічно, обернений середній зв'язок спостерігається між катіоном кальцію та сульфат аніоном (-0,63). У цьому випадку тіснота кореляційного зв'язку теж наближається до значення сильного.

Крім того, середньої сили обернений кореляційний зв'язок встановлено між сульфат аніоном і хлорид аніоном, а також середньої сили обернений кореляційний зв'язок між загальною мінералізацією води та сульфат катіоном. Проте значення коефіцієнта кореляції як у першому (-0,55), так і у другому (-0,53) випадках близьке до помірному (0,49). Між іншими парами макрокомпонентів солей пластових вод величина зв'язку була слабкою або дуже слабкою.

Концентрація хлоридів у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,5082-0,53331, середнє значення – 0,5179.

Концентрація натрію у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,3798-0,4483, середнє значення – 0,4252.

Концентрація кальцію у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,0295-0,0703, середнє значення – 0,047.

Концентрація сульфатів у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,00003-0,00068, середнє значення – 0,000404.

Встановлено, що внаслідок виникнення аварійної ситуації за рахунок потрапляння пластових вод на поверхню на території нафтогазових родовищ можливе формування техногенних мероміктичних водойм. При цьому загальна мінералізація води зростає за лінійною залежністю із зростанням глибини водойми, аналогічна залежність характерна для вмісту хлорид-іону.

Встановлено гідрохімічний зв'язок пластових та природних прісних поверхневих і підземних вод внаслідок експлуатації нафтогазового родовища шляхом розрахунку значень попарних кореляційних зв'язків між іонами водорозчинних солей характерних для пластових вод та «фонових» прісних вод.

Отримані закономірності поширення іонів у пластових та природних водах дозволили запропонувати спосіб встановлення наявності впливу пластових вод на підземні прісні водоносні горизонти та поверхневі води, при низьких значеннях мінералізації води.

Встановлено регресійні залежності між основними іонами у засолених і незасолених ґрунтах, що дозволило створити наукові засади розробки методу розсолення ґрунтів забруднених пластовими водами із застосуванням розчину сульфату магнію під час проведення рекультиваційних робіт.

У незасолених ґрунтах найбільшого впливу в залежності від вмісту інших макрокомпонентів у ґрунтах зазнають концентрації гідрокарбонатів, кальцію, магнію, рН та токсичних солей, отримані нами залежності для цих складових ґрунту дуже добре корелюють із значеннями отриманими шляхом натурних замірів. Менш тісні кореляційні зв'язки між змодельованими та реальними значеннями у в ґрунтах першої групи зафіксовано для вмісту хлоридів та сульфатів. Помірний кореляційний зв'язок між модельними та реальними значеннями зафіксовано для концентрацій натрію, щільного залишку та нафтопродуктів. Для вмісту калію лінійна багатofакторна залежність у ґрунтах першої групи відсутня.

У ґрунтах з вмістом токсичних солей понад 500 мг/кг тісні кореляційні зв'язки між модельними та реальними значеннями вмісту макрокомпонентів у ґрунтах встановлено для вмісту хлоридів, кальцію, магнію, натрію, калію, щільного залишку, токсичних солей. Помірний кореляційний зв'язок між розрахованими значеннями та значеннями визначеними аналітично встановлено для концентрацій рН, гідрокарбонатів, сульфатів. Регресійна залежність у ґрунтах другої групи відсутня для вмісту нафтопродуктів.

Запропоновано спосіб відновлення засолених ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод із застосуванням розчину сульфату магнію, визначено оптимальні концентрації розчину для найбільш ефективного застосування, послідовність виконання технологічних операцій. оптимальним часом промивки засолених пластовими водами ґрунтів є 1200 с. В цілому за один такт промивання відбувається пониження концентрацій гідрокарбонатів на 28%, хлоридів на 38 %, кальцію на 36 %, вміст сульфатів на 13 %, вміст натрію на 32 %, вміст калію на 30%, щільний залишок на 29%, вміст токсичних солей на 35%, вміст магнію залишився незмінним.

Зниження сумарного вмісту солей відбувається у випадку застосування розчинів сульфату цинку та сульфату магнію – на 36,13% та 16,5 % відповідно. Слід зазначити, що при цьому зростає концентрація щільного залишку при застосуванні сульфату цинку на 18,7 %, сульфату магнію – на 61,1 %. При застосуванні інших розчинів вміст токсичних солей зростає наступним чином:

- при застосуванні ацетату магнію – на 110%;
- при застосуванні калімагнезії – на 55,3 %;
- при застосуванні хлориду кальцію – на 113,4 %.

Концентрація щільного залишку при цьому також зростає:

- при обробленні ґрунту ацетатом магнію на 152 %;
- при обробленні ґрунту калімагнезією на 111 %;
- при обробленні ґрунту хлоридом кальцію на 72,8 %.

Найбільш оптимальними для застосування з точки зору є сульфат цинку та сульфат магнію, проте, з точки зору токсичності цих солей, а також їх вартості доцільніше використання сульфат магнію.

В результаті проведених досліджень встановлено, що оброблення засолених ґрунтів розчином сульфату магнію в концентрації 0,3 моль/дм<sup>3</sup> сприяє пониженню вмісту хлоридів, натрію, кальцію, при цьому зростає вміст магнію та хлоридів, проте загальний вміст токсичних солей і щільного залишку в ґрунті зменшується на 60,9 % та 45,6 % відповідно.

Розроблено СОУ 90.0-00135390-128:2012 «Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами» (наказ про впровадження стандарту № 68 від 28.02.2012 року).

Розроблено спосіб ліквідації засолення мероміктичних водойм. Зокрема, встановлено сумісність вод кратера із пластовими водами Рибальського родовища, запропоновано принципову технологічну схему підготовки води кратера для подальшого використання в системі підтримки пластового тиску Рибальського родовища.

Практична цінність отриманих в роботі результатів підтверджується результатами промислових випробувань, двома патентами на корисну модель, розробленими нормативними документами та актами впровадження результатів дисертаційної роботи у виробничі процеси.

**Ключові слова:** загазованість, пластові води, засолення, довкілля, відновлення ґрунтів.

### **Список опублікованих праць здобувача**

#### **Колективна монографія:**

1. Використання поверхнево-активних речовин в процесах нафтовидобутку на родовищах ВАТ «Укрнафта» / В. Михайлюк, М. Рудий [А. Пукіш та ін. ]; НДП ВАТ «Укрнафта». Івано-Франківськ, ПП «Галицька друкарня ПЛЮС», 2009. 399 с.

#### **Публікації у фахових виданнях:**

2. Екологічний гідромоніторинг в межах впливу газопереробних виробництв / Хомин В.Р., Дригулич П.Г., Пукіш А.В., Мельник О.Д. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2009. № 1 (30). С. 93-99.

3. Дослідження техногенного забруднення геологічного середовища в районі Гнідинцівського ГПЗ / Маєвський Б.Й., Дригулич, П.Г., Пукіш Т.М., Хомин В.Р., Пукіш, А.В. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2009. № 3(21). С. 144-152.

4. Дослідження впливу на навколишнє середовище місць зберігання нафтошламів / А.В. Троценко, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2010. №1(23). С. 171–177.
5. Дослідження стану ґрунтового покриву в районі розташування місць зберігання нафтошламів / А.В. Троценко, П.Г. Дригулич, В.Й. Сеничак, А.В. Пукіш. *Проблеми нафтогазової промисловості*. 2010. № 8. С. 224-229.
6. Дригулич П.Г., Пукіш А.В. Дослідження стану загазованості території Бориславського нафтового родовища. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2011. № 4(30). С. 71–76.
7. Перспективи вдосконалення законодавства у сфері поводження з відходами у нафтогазовому комплексі України / П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш, М.П. Шпек. *Нафтова і газова промисловість*. 2012. № 3. С. 55-58.
8. Дригулич П.Г., Пукіш А.В. Проблеми урбанізованих територій під час розробки нафтогазових родовищ (на прикладі міста Борислава) *Нафтогазова галузь України*. 2013. №. 2. С. 44-49.
9. Дослідження нових деемульгаторів для утилізації нафтовмісних відходів / Я.М. Семчук, Я.О. Адаменко, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2014. № 2. С. 22-28.
10. Аналіз заходів щодо зниження рівня загазованості міста Борислава / А.В. Пукіш, П.Г. Дригулич, Я.О. Адаменко. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. №1(11). С. 70–75.
11. Моніторингові дослідження під час проведення гідророзривів пластів у слабопроникних флішових відкладах / Хомин В.Р., Пукіш А.В., Дригулич П.Г. Броніцька Н.В. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 2(12). С. 63-68.
12. Проблемні аспекти поводження з насосно-компресорними трубами, що забруднені природними радіонуклідами / П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш, В.А. Новоставський, М.П. Шпек. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2015. №3. С. 134-139.

13. Проблеми поводження з небезпечними відходами у нафтогазовій галузі України / В.О. Заєць, В.В. Дмитрик, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. // *Нафтогазова галузь України*. 2017. №1. С. 32–36.
14. Пукіш А.В. Дослідження особливостей формування фізико-хімічного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища. *Нафтогазова галузь України*. 2017. №2. С. 36–38.
15. Пукіш А.В. Дослідження особливостей катіонно-аніонного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища. *Нафтогазова галузь України*. 2017. №4. С. 38–41.
16. Пукіш А.В. Дригулич П.Г. Екологічні аспекти відновлення вуглеводневих покладів. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2017. № 2. С. 5-10.

**Публікації у виданнях, що входять до міжнародних науково-метричних баз:**

17. Mandryk O. M., Pukish A. V., Mykhailiuk Y. D. An assessment of the influence of the main oil industry technological processes on the environment. *AGH Drilling, Oil, Gas*. 2015. T. 32. №. 4. С. 723–729. (Index Copernicus)
18. Negative consequences of long-term oil and and gas production on example of Boryslav oilfield / O.Mandryk, A. Pukish, P. Drygulych, A. Zelmanovych. *Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*. 2016. №30(2). С. 101–111. (ProQuest, EBSCO, Erih Plus)
19. Formation peculiarities of physical and chemical composition of highly mineralized edge water / O. Mandryk, A. Pukish, A. Zelmanovych. *Mining of Mineral Deposits*. 2017. №11. С. 72–79. (Web of Science Core Collection)
20. Theoretical and methodological foundations of sustainable development of Geosystems / O. M. Mandryk, L. M. Arkhypova, A. V. Pukish та ін. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2017. №200(No. 1). С. 1–5. (Scopus)



21. Pukish A. Study of the restoration features of soils that were influenced by formation waters. *Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*. 2017. №31(2). С. 71–76. (ProQuest, EBSCO, Erih Plus)
22. Pukish A. Pedological processes in technosoils / A. Pukish, Y. Adamenko, M. Coman. *Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*. 2018. №32(1) С. 73–79. (ProQuest, EBSCO, Erih Plus)
23. Pukish A. Study of formation features of technogenic meromictic reservoirs within the oilfields territory. // *Journal of new technologies in environmental science*. 2018. №2. С. 84–89. (Index Copernicus)

#### **Патенти на корисну модель:**

24. Патент на корисну модель № 122650 У Україна, МПК G01N 33/18. Спосіб визначення впливу високомінералізованих пластових вод на природні води / Пукіш А.В., Мандрик О.М.; заявник і патентовласник Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - № у 2016 13137; заявлено 22.12.16; опубл. 25.01.18, Бюл. № 2. – 4 с.
25. Патент на корисну модель № 134891 У Україна, МПК C01F 5/40 (2006.01) G01N 33/18 (2006.01). Спосіб відновлення забруднених пластовими водами ґрунтів з використанням сульфату магнію патент / Мандрик О.М.; Пукіш А.В., Сидоренко О.І. заявник і патентовласник Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - № у 2018 12857; заявлено 26.12.18; опубл. 10.06.19, Бюл. № 11. – 4 с.

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

26. Оцінка впливу на навколишнє середовище місць зберігання нафтошламів / А. Троценко, П. Дригулич, А. Пукіш, О. Максимчук 4-та науково-практична

конференція “Проблеми та перспективи розвитку нафтогазової галузі України”, (4-8 жовтня 2010 р., м. Ялта, АР Крим): зб. тез доп. Ялта, 2010 С. 29-30.

27. Проблеми загазованості територій під час розробки нафтогазових родовищ на прикладі міста Борислава / П. Дригулич, А. Пукіш: Другий міжнародний форум нафтовиків, (29-30 серпня 2013 р., Борислав): зб. тез доп. Борислав, 2013. С. 18-20.

28. Проблемні аспекти поводження з обладнанням та НКТ, що містять NORM / П. Дригулич, А. Пукіш: Всеукраїнська науково-технічна конференція «Нафта і газ. Наука – освіта – виробництво: шляхи інтеграції та інноваційного розвитку», (8-9 травня 2015 р., Дрогобич): зб. тез доп. Дрогобич, 2015. С 69-73.

29. Вплив основних технологічних процесів у нафтовій промисловості на довкілля / О. Мандрик, А. Пукіш, О. Сидоренко: Міжнародна науково-технічна конференція “Перспективи нарощування ресурсної бази нафтогазової енергетики” (25-27 травня 2016 р., Івано-Франківськ): зб. тез доп. Івано-Франківськ, 2016. С. 304-306.

30. Пукіш А.В. Дослідження особливостей забруднення ґрунтового покриву пластовими водами: Міжнародна науково-практична конференція «Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації», (22-25 березня, Івано-Франківськ): зб. тез доп. Івано-Франківськ, 2017 С. 232-233.

31. Пукіш А.В. Особливості екологічних проблем під час експлуатації родовищ на завершальній стадії розробки: IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства», (27-28 квітня 2017 р., Тернопіль): зб. тез доп. Тернопіль, 2017. С. 94-96.

#### **Праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:**

32. Правові колізії реалізації державної екологічної експертизи в нафтогазовому комплексі України / П. Дригулич, А. Пукіш, М. Шпек. *Підприємництво, господарство і право*. 2011. №5. С. 73–77. (видання фахове на юридичні та економічні науки)

33. Pukish A. Regarding the modern analyse methods for characterisation the salty soils in

Ukraine / A. Pukish, Y. Adamenko, M. Coman. *Wulfenia journal*. (ISSN:1561-882X) 2017. P. 124–132.

### Нормативні документи:

34. СОУ 90.0-00135390-128:2012 "Охорона довкілля. Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами" (наказ про впровадження стандарту № 68 від 28.02.2012 року), Івано-Франківськ. 2012 (керівник розробки Пукіш А.В.)

### ABSTRACT

***Pukish A.V. Scientific and practical fundamentals of environmental protection during the development of oil and gas fields of Ukraine at the final stage. – Qualification scientific paper, manuscript.***

Thesis for the degree of doctor of technical sciences, specialty 21.06.01 “Ecological safety”. – Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Ivano-Frankivsk, 2019. Specialized Academic Council D 20.052.05.

The relevant scientific and practical task of minimizing the environmental impact of oil and gas fields at the final stage of development was solved in the thesis by developing measures for environmental protection.

The paper identifies typical environmental impacts of major technological processes in the oil industry. The author determined that the most significant negative impact during the development of oil and gas fields is the salinization of soils, surface and groundwater as a result of reservoir water reaching into the environmental components. Moreover, environmental practices have very limited experience in saline areas restoring. The long-term environmental impacts of reservoir waters as well as soil and salt processes were not sufficiently studied and were the subject of current scientific research in recent years.

The possibility of long-term environmental impact after completion of oil and gas fields development, decommissioning and / or liquidation of oil and gas complex objects was justified. On the example of Boryslav field it was proved that the development of the fields at the final stage and their withdrawal from development can have significant ecological consequences and requires detailed study from the point of view of environmental impact. A map of gas pollution of the atmosphere surface layer was built based on the results of natural measurements of hydrocarbon gases concentrations in the atmospheric air, and the zones of high concentrations were determined. Measures for preventing the reservoir fluids broaching on the surface were proposed.

The interconnections between reservoir water ions were studied. The results of the calculations show that there is a strong direct correlation between the total mineralization of water and the concentration of sodium and calcium cations (correlation coefficients are 0,97 and 0,82 respectively), and anion chloride (correlation coefficient is 0,99). Respectively, a strong correlation is also observed between anion chloride and calcium anion (correlation coefficient is 0,84), anion chloride and sodium cation (correlation coefficient is 0,96).

Calcium and sodium cations have a moderate direct relationship (correlation coefficient is 0,67), which is close to the value of strong one (0,70). Similarly, an inverse moderate relationship is observed between calcium cation and sulfate anion (-0,63). In this case the closeness of the correlation relationship also approaches the value of strong one.

In addition, the moderate inverse correlation was determined between the sulfate anion and chloride anion, as well as the moderate inverse correlation between the total mineralization of water and sulfate cation. However, the value of the correlation coefficient in both the first (-0,55) and second (-0,53) cases is close to low moderate (0,49). The relationship between other pairs of macro-constituents of reservoir water salts was weak or very weak.

The concentration of chlorides in reservoir waters referred to mineralization fluctuates within 0,5082-0,53331, average value is 0,5179.

The concentration of sodium in reservoir waters referred to mineralization fluctuates within 0,3798-0,4483, average value is 0,4252.

The concentration of calcium in reservoir waters referred to mineralization fluctuates within 0,0295-0,0703, average value is 0,047.

The concentration of sulfates in reservoir waters referred to mineralization fluctuates within 0,00003-0,00068, average value is 0,000404.

The author determined that the formation of man-made meromictic reservoirs is possible as a result of an emergency due to reservoir water reaching the surface within oil and gas fields. Moreover, the total mineralization of water increases linearly with the increasing of the reservoir depth. A similar dependence is characteristic of the chloride ion content.

Hydrochemical relationship between reservoir and natural fresh surface and groundwater due to the exploitation of the oil and gas field was determined by calculating the values of pairwise correlation between the water-soluble ions characteristic of the reservoir water and the "background" freshwater.

Obtained regularities of ion propagation in reservoir and natural waters allowed to offer a method of determining the presence of reservoir water influence on underground fresh water-bearing horizon and surface waters at low values of water mineralization.

Regression dependences were determined between the main ions in saline and non-saline soils, which made it possible to make scientific fundamentals for the development of the desalinizing method of soils that were contaminated with reservoir waters with the use of magnesium sulfate solution during the reclamation works.

In non-saline soils the concentrations of hydrocarbonates, calcium, magnesium, pH, and toxic salts undergo the greatest influence depending on the content of other macro components in soils. The dependences obtained for these soil components correlate very well with the values obtained by field measurements. Less correlation between the simulated and real values in the soils of the first group was fixed for the chloride and sulfate content. A moderate correlation between model and real values was fixed for

concentrations of sodium, dense residue and oil products. There is no linear multivariate dependence for potassium content in soils of the first group.

A strong correlation between model and real values of the content of macro components in soils with toxic salts content higher than 500 mg / kg was determined for the content of chlorides, calcium, magnesium, sodium, potassium, dense residue, toxic salts. A moderate correlation was determined between the calculated values and the values defined analytically for concentrations of pH, hydrocarbons, sulfates. The regression dependence in the soils of the second group was absent for the oil products content.

The method of restoration for saline soils exposed to reservoir waters with the use of magnesium sulfate solution was proposed, the optimum concentration of the solution for the most effective application was determined, the sequence of technological operations was determined. The optimum washing time of the soil salted by reservoir waters is 1200 s. In general, during one cycle of washing the concentration of hydrocarbonates is reduced by 28%, chlorides by 38%, calcium by 36%, sulfate content by 13%, sodium content by 32%, dense residue by 29%, toxic salts content by 35%, magnesium content remained unchanged.

The reduction of the total salt content occurs in the case of zinc sulfate and magnesium sulfate solutions use, by 36,13% and 16,5% respectively. It should be noted that the concentration of dense residue increases with the use of zinc sulfate by 18,7%, magnesium sulfate by 61,1%. When using other solutions, the content of toxic salts increases as follows:

when using magnesium acetate by 110%;

when using kalymagnesia by 55,3 %;

when using calcium chloride by 113,4 %.

The concentration of the dense residue also increases when:

treating soil with magnesium acetate by 152 %;

treating soil with kalymagnesia by 111 %;

treating soil with calcium chloride by 72,8 %.

Zinc sulphate and magnesium sulphate are the most optimum for using, however, in terms of the toxicity of these salts and their cost, it is more appropriate to use magnesium sulphate.

The conducted studies showed that the treatment of saline soils with a solution of magnesium sulfate at a concentration of 0,3 mol / dm<sup>3</sup> helps to reduce the content of chlorides, sodium, calcium, while the content of magnesium and chlorides increases, but the total content of toxic salts and dense residue in the soil decreases by 60,9% and 45,6% respectively.

SOU 90.0-00135390-128: 2012 “Technology of restoration of soils salted by concomitant reservoir waters” was developed (order on implementation of standard No. 68 from 28.02.2012).

The technology of elimination of meromictic reservoirs salinization was developed. In particular, the compatibility of the crater waters with the reservoir waters of Rybalske field was determined, basic technological scheme of preparation of the crater water for further use in the system of reservoir pressure support of Rybalske field was proposed.

The practical significance of the results obtained in the thesis is proved by the results of industrial tests, two utility model patents, developed normative documents and acts of implementation of the dissertation thesis results in production processes.

**Key words:** gas pollution, reservoir waters, salinization, environment, soil restoration.

## ЗМІСТ

Словник скорочень.....	19
ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ.....	21
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ РОДОВИЩ НАФТИ І ГАЗУ.....	28
1.1 Аналіз досліджень впливу нафтогазових родовищ на довкілля.....	28
1.2 Ідентифікація чинників впливу нафтогазовидобувного комплексу на довкілля.....	60
1.3 Світові тенденції розвитку нафтової промисловості та екологічна безпека.....	74
Мета і завдання досліджень.....	82
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	84
2.1 Методи проведення досліджень проб газоповітряних сумішей.....	84
2.2 Методи досліджень проб вод.....	85
2.2.1 Визначення вмісту гідрокарбонат-іонів.....	85
2.2.2 Визначення вмісту іонів кальцію і магнію.....	85
2.2.3 Визначення вмісту іонів натрію, калію.....	86
2.2.4 Визначення вмісту сульфат-іонів.....	87
2.2.5 Визначення вмісту хлорид-іонів.....	88
2.2.6 Визначення вмісту карбонат-іонів.....	89
2.2.7 Визначення вмісту сухого залишку.....	89
2.2.8 Визначення водневого показника рН.....	90
2.2.9 Визначення вмісту нафтопродуктів.....	91
2.3 Методи досліджень ґрунтів.....	91
2.3.1 Визначення вмісту карбонат- і бікарбонат-іонів .....	92
2.3.2 Визначення вмісту іонів натрію і калію.....	92
2.3.3 Визначення вмісту хлорид-іонів.....	93
2.3.4 Визначення вмісту іонів кальцію і магнію.....	94
2.3.5 Визначення вмісту сульфат-іонів.....	94



2.3.6	Визначення водневого показника рН та щільного залишку.....	95
2.3.7	Визначення вмісту нафтопродуктів.....	96
2.3.8	Визначення вмісту обмінного натрію.....	97
	Висновки до розділу 2.....	97
РОЗДІЛ 3 ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАГАЗОВАНOSTІ АТМОСФЕРИ НА		
ПРИКЛАДІ БОРИСЛАВСЬКОГО НАФТОГАЗОВОГО РОДОВИЩА.....		
3.1	Дослідження стану довкілля та аналіз причини забруднення .....	100
3.2	Заходи щодо зниження рівня техногенного навантаження на навколишнє середовище.....	107
	Висновки до розділу 3.....	116
РОЗДІЛ 4 ВПЛИВ НАФТОГАЗОВОГО КОМПЛЕКСУ НА ГІДРОСФЕРУ		
НА ПРИКЛАДІ РИБАЛЬСЬКОГО РОДОВИЩА.....		
4.1	Загальні відомості про Рибальське нафтогазоконденсатне родовище...	118
4.2	Система спостережень за станом гідросфери Рибальського родовища.	119
4.3	Дослідження властивостей пластових вод.....	129
4.4	Екологічні наслідки аварійних ситуацій на родовищі.....	151
4.5	Математична модель поширення забруднюючих речовин у підземних водоносних горизонтах у випадку розгерметизації кратера свердловини 5 Рибальського родовища.....	161
4.5.1	Точні розв'язки задачі.....	164
4.5.2	Чисельні методи розв'язання.....	167
4.5.3	Аналіз проведених розрахунків.....	170
4.6	Дослідження особливостей формування фізико-хімічного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища.....	173
4.6.1	Сульфат-іон.....	174
4.6.2	Гідрокарбонат-іон.....	176
4.6.3	Хлорид-іон.....	179
4.6.4	Натрій-іон.....	183
4.6.5	Кальцій-іон.....	185

4.6.6	Іони калію і магнію.....	187
4.7	Розроблення та апробація способу визначення впливу пластових вод на приповерхневі прісні водоносні горизонти.....	188
	Висновки до розділу 4.....	197
<b>РОЗДІЛ 5 ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ОБ'ЄКТАМИ НАФТОГАЗОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ.....</b>		
		199
5.1	Теоретичні аспекти впливу об'єктів нафтогазової промисловості на ґрунти.....	199
5.2	Особливості трансформації властивостей ґрунтів під впливом пластових вод.....	200
5.3	Ділянки для проведення досліджень.....	201
5.4	Кореляційно-регресійний аналіз вмісту макрокомпонентів у ґрунтах..	205
	Висновки до розділу 5.....	269
<b>РОЗДІЛ 6 РОЗРОБЛЕННЯ ПРИРОДООХОРОННИХ ЗАХОДІВ ЗМЕНШЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ ПЛАСТОВИХ ВОД НА КОМПОНЕНТИ ДОВКІЛЛЯ.....</b>		
		271
6.1	Дослідження особливостей розсолення ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод.....	271
6.2	Розроблення технології відновлення засолених ґрунтів.....	293
6.3	Ліквідація засоленості техногенних мероміктичних водойм.....	296
	Висновки до розділу 6.....	306
	ВИСНОВКИ.....	307
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	310
	ДОДАТКИ.....	336

## СЛОВНИК СКОРОЧЕНЬ

НГВУ – нафтогазовидобувне управління;  
 ППТ – підтримка пластового тиску;  
 СПВ – супутньо-пластові води;  
 НЗП – нафтозбірний пункт;  
 ВКС – вакуумно-компресорна станція;  
 ЦВНГ – цех з видобування нафти і газу;  
 БКНС – блочна кущова насосна станція;  
 ТС – токсичні солі;  
 $b_0 \dots b_{10}$  – параметри регресії;  
 $SE_0 \dots SE_{10}$  – середньоквадратичні відхилення для параметрів  $b_0 \dots b_4$ ;  
 $R^2$  – коефіцієнт детермінації;  
 $SE_y$  – середньоквадратичне відхилення нормальної випадкової величини  $\epsilon$ ;  
 $f$  – розрахункове значення статистики F;  
 $df$  – кількість ступенів свободи;  
 $SS_{reg}$  – сума квадратів обумовлена регресією;  
 $SS_{zal}$  – сума квадратів залишків;  
 $pH$  – водневий показник;  
 $r$  – коефіцієнт кореляції Пірсона;  
 $R^2$  – коефіцієнт детермінації;  
 $C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів;  
 $C_{(т.с.)}$  – концентрація токсичних солей;  
 $C_{(ц.з.)}$  – щільний залишок;  
 $C_{(K^+)}$  – концентрація калію;  
 $C_{(Na^+)}$  – концентрація натрію;  
 $C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфатів;  
 $C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магнію;  
 $C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцію;  
 $C_{(Cl)}$  – концентрація хлоридів;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонатів;

$C_{(min)}$  – загальна мінералізація води;

ЧНГ – НГВУ “Чернігівнафтогаз”;

ПНГ – НГВУ “Полтаванафтогаз”;

ОНГ – НГВУ “Охтирканафтогаз”;

ДНГ – НГВУ “Долинанафтогаз”;

БНГ – НГВУ “Бориславнафтогаз”;

ННГ – НГВУ “Надвірнанафтогаз”;

ПАТ – публічне акціонерне товариство.

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНГ

## ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

**Актуальність теми.** На сьогоднішній день нафтогазовий комплекс залишається основним джерелом забезпечення енергоресурсами у світі. У той же час світовий досвід свідчить, що темпи споживання природних ресурсів є високими. У зв'язку з цим, провідними країнами світу обрано стратегію на заміну традиційних енергоресурсів альтернативними та відновлюваними джерелами енергії. Потенціал світових, так званих "нетрадиційних" енергоресурсів, багаторазово перевищує обсяги світового енергоспоживання. Все це дозволяє спрогнозувати значні перспективи розвитку відновлюваної та альтернативної енергетики та поступове зменшення споживання традиційних енергоносіїв, зокрема нафти і газу. Водночас з цим внаслідок виснаження надр собівартість видобування нафти і газу зростатиме, а їх ціна на світовому ринку в результаті появи альтернативних джерел енергії спадатиме. Все це спричинить до появи в нафтогазовидобувній галузі України та світу значної кількості об'єктів нафтогазового комплексу, експлуатація яких не буде рентабельною. Економічна ситуація на підприємствах нафтогазового комплексу вимагає ліквідування таких об'єктів як точково (окремі об'єкти – свердловини, установки тощо), так і комплексно (інфраструктура нафтогазових родовищ).

У той же час такі об'єкти є носіями підвищеної екологічної небезпеки, а сучасні, відомі світові методи ліквідації об'єктів нафтогазового комплексу не можуть гарантувати повного забезпечення відсутності впливу на довкілля цих об'єктів у майбутньому.

Нафтогазовий комплекс є складною системою, яка включає значну кількість технологічних процесів, що становлять значну потенційну небезпеку для навколишнього середовища. Основними забруднюючими речовинами при цьому є пластові флюїди – нафта, газ, пластові води, а також, меншою мірою, хімреагенти та матеріали, що використовуються для забезпечення виробничої діяльності нафтогазовидобувних підприємств під час буріння свердловин і інтенсифікації видобування нафти і газу. Потрапляння пластових флюїдів до компонентів довкілля

спричиняє накопичення забруднюючих речовин та, як наслідок, погіршення якості атмосферного повітря, поверхневих та підземних вод, ґрунтів.

Крім того, в межах нафтогазових родовищ протягом періоду їх експлуатації накопичилась значна кількість екологічних проблем, вирішити які на сьогодні дуже складно. При цьому, значна частина з них достатньою мірою не вивчена. У зв'язку з цим, дослідження дисертаційної роботи спрямовані на розроблення науково-практичних основ екологічної безпеки під час розробки нафтогазових родовищ, аналізу потенційних екологічних ризиків, визначення екологічної ситуації та прогнозування екологічних наслідків видобування нафти і газу. Перелічені дослідження є інноваційними, актуальними та перспективними.

**Зв'язок з науковими програмами, планами, темами.** Робота спрямована на вирішення екологічних проблем забруднення компонентів довкілля пластовими флюїдами, розроблення та впровадження заходів, які передбачались «Комплексною програмою з охорони довкілля, ліквідування наслідків довготривалого видобування нафти і газу в Сумській області на 2009 – 2012 рр.», «Програмою зменшення загазованості навколишнього середовища території м. Борислав».

Дисертаційна робота виконувалась у відповідності до наукової тематики Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу: «Видобування, транспортування та зберігання нафти і газу в зоні впливу нестабільних гірських масивів» (№ д.р. РК0119U000473). Результати роботи використані під час виконання науково-дослідних робіт Науково-дослідним і проектним інститутом ПАТ «Укрнафта»: «Геолого-економічна оцінка запасів Коржівського нафтогазоконденсатного родовища» (№ д.р. У-16-225/1), «Геолого-економічна оцінка запасів Артюхівського нафтогазоконденсатного родовища» (№ д.р. У-14-96/1), «Геолого-економічна оцінка запасів Анастасівського нафтогазоконденсатного родовища» (№ д.р. У-14-101/1), «Технологічна схема дорозробки Бориславського нафтового родовища», «Авторський нагляд за проведенням дегазації території м. Борислава, оцінка ефективності та розробка рекомендацій щодо зниження загазованості», «Проведення гідрохімічного

моніторингу стану підземних, поверхневих вод в межах впливу об'єктів НГВУ «Охтирканафтогаз», «Контроль процесу знешкодження нафтових та сольових забруднень під час виконання робіт з їх ліквідації з наданням рекомендацій», «Розроблення СОУ 90.0-00135390-128:2012 «Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами» та ін.

**Мета роботи** полягає в обґрунтуванні науково-практичних основ захисту довкілля на завершальній стадії розробки нафтогазових родовищ України.

Відповідно до мети дослідження передбачено вирішення таких **завдань**:

- ідентифікувати, класифікувати та визначити пріоритетні екологічні проблеми нафтогазової промисловості;
- вивчити екологічні наслідки довготривалого видобування нафти і газу, розробити класифікацію заходів щодо зниження негативних екологічних наслідків, спрогнозувати подальший розвиток екологічної ситуації на родовищах;
- дослідити особливості формування техногенних водойм, що утворилися в результаті виникнення аварійних ситуацій на нафтогазових родовищах;
- встановити та провести аналіз кореляційних зв'язків між макроіонами в високомінералізованих пластових водах та прісних водах природного походження;
- дослідити закономірності формування водно-сольового балансу ґрунтів, що не зазнають техногенного впливу;
- дослідити закономірності формування водно-сольового балансу ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод;
- розробити природоохоронні заходи щодо мінімізації впливу технологічних процесів видобування нафти і газу на ґрунти;
- розробити природоохоронні заходи щодо мінімізації впливу технологічних процесів видобування нафти і газу на природні води.

**Об'єкт дослідження** – процеси утворення ареалів забруднення підземних та поверхневих вод, ґрунтів, атмосферного повітря внаслідок довготривалої експлуатації вуглеводневих покладів.

**Предмет дослідження** – компоненти довкілля в межах впливу об'єктів нафтогазового комплексу.

**Методи дослідження.** Під час планування та виконання експериментальних досліджень було застосовано системний аналіз. Використано стандартні методи визначення компонентного складу газоповітряних сумішей, фізико-хімічного складу поверхневих, підземних, пластових вод, вмісту макроіонів солей та нафтопродуктів у ґрунті, а саме: хроматографічний аналіз, потенціометричне титрування, полум'яно-фотометричний спектральний аналіз, гравіметричний аналіз, електрометрія, інфрачервоний фотометричний аналіз.

Оброблення отриманих результатів експериментальних досліджень проводилось шляхом попарного та багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу.

**Наукова новизна:**

- *вперше* проведено ідентифікацію та оцінку техногенних чинників, що впливають на атмосферу, гідросферу та педосферу, а також біорізноманіття у процесі розробки нафтогазових родовищ, що є науковим підґрунтям для розроблення організаційно-управлінських рішень з підвищення рівня екологічної безпеки;
- *вперше* шляхом гідрохімічного моделювання встановлено макрокомпонентний зв'язок між високомінералізованими пластовими та прісними поверхневими і підземними водами внаслідок порушення герметичності нафтогазового обладнання;
- *вперше* розроблено багатокомпонентну математичну модель процесів міграції мінеральних солей у підземних прісних водоносних горизонтах у випадку розгерметизації мероміктичної водойми;
- *вперше* встановлено регресійні залежності між основними іонами у засолених і не засолених ґрунтах, які покладено в основу методу розсолення ґрунтів забруднених пластовими водами під час проведення рекультиваційних робіт;
- *набули подальшого розвитку* теоретичні основи міграції вуглеводневих газів на



денну поверхню, що дозволило визначити закономірності поширення вуглеводневих забруднень, розробити класифікацію та визначити найбільш ефективні природоохоронні заходи для підвищення рівня екологічної безпеки на території нафтогазового родовища;

- *набули подальшого розвитку* уявлення щодо властивостей пластових вод, шляхом встановлення закономірностей взаємовпливу концентрацій макроіонів у пластових водах, які виражені у вигляді емпіричних залежностей, що добре корелюють із натурними замірами.

**Практичне значення одержаних результатів.** Ідентифіковано та оцінено за ступенем впливу на компоненти довкілля основні потенційні екологічні наслідки експлуатації нафтогазових родовищ відповідно до технологічних процесів та середовищ впливу, з яких виділено найбільш суттєві.

Проведено аналіз ефективності та розроблено класифікацію заходів щодо зниження загазованості приповерхневого шару атмосфери. Побудовано карту загазованості приземного шару атмосфери за результатами натурних замірів концентрацій вуглеводневих газів у атмосферному повітрі, визначено зони високих концентрацій. Запропоновано заходи, що дозволять попередити вихід пластових флюїдів на денну поверхню.

Отримані закономірності поширення іонів у пластових та при поверхневих водах дозволили запропонувати спосіб встановлення наявності впливу пластових вод на підземні прісні водоносні горизонти та поверхневі води за низьких значень мінералізації води. Отримані в дисертації емпіричні залежності дозволять суттєво знизити кількість аналітичних лабораторних досліджень, шляхом математичного розрахунку вмісту макрокомпонентів у залежності від концентрації іонів та мінералізації води.

Отримані залежності водно-сольового балансу ґрунтів пропонується використовувати під час проведення аналітичних досліджень проб ґрунтового покриву, моделювання поширення солей у ґрунті, розроблення заходів щодо відновлення ґрунтів.

Запропоновано спосіб відновлення засолених ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод, із застосуванням розчину сульфату магнію, визначено оптимальні концентрації розчину для найбільш ефективного застосування, послідовність виконання технологічних операцій. Розроблено СОУ 90.0-00135390-128:2012 «Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами» (наказ ПАТ «Укрнафта» про впровадження стандарту № 68 від 28.02.2012 року).

Результати роботи впроваджено у виробничій діяльності НГВУ «Бориславнафтогаз» (акт впровадження від 27.04.2017 р.), НГВУ «Охтирканафтогаз» (акт впровадження від 28.03.2017 р.), а також у навчальний процес кафедри екології ІФНТУНГ (акт впровадження від 03 червня 2019 року).

**Особистий внесок здобувача.** Автором особисто обґрунтовано напрямки наукових досліджень. Проведено відбирання проб компонентів довкілля, польові та лабораторні дослідження властивостей газоповітряних сумішей, поверхневих, підземних вод, ґрунтів. Сформовано та проведено обробку баз даних результатів досліджень шляхом попарного та багатofакторного кореляційно-регресійного аналізу, в результаті чого отримано модельні залежності між іонами у компонентах довкілля. Розроблено методи визначення впливу пластових вод на природні прісні води та пониження засоленості ґрунтів. Запропоновано спосіб ліквідації потенційних екологічно небезпечних об'єктів. Сформульовано наукову новизну та висновки дисертаційної роботи. З науковим консультантом доктором технічних наук, професором Мандриком О.М. проведено аналіз і узагальнення результатів наукових досліджень.

**Апробація результатів досліджень.** Основні положення дисертаційної роботи доповідались на 4-ій науково-практичній конференції «Проблеми та перспективи розвитку нафтогазової галузі України» (м. Ялта, АР Крим, 4-8 жовтня 2010 р.), на Другому міжнародному форумі нафтовиків (м. Борислав, 29-30 серпня 2013 року), Всеукраїнській науково-технічній конференції «Нафта і газ. Наука-освіта-виробництво: шляхи інтеграції та інноваційного розвитку» (м. Дрогобич, 8-9 травня 2015 року), Міжнародній науково-технічній конференції «Перспективи

нарощування ресурсної бази нафтогазової енергетики» (м. Івано-Франківськ, 25-27 травня, 2016 року), Міжнародній науково-практичній конференції «Екогеофорум – 2017» (м. Івано-Франківськ, 22-25 березня 2017 року, IV–ій Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (м. Тернопіль, 27-28 квітня 2017 року), Міжнародній науково-технічній конференції нафтогазова енергетика – 2019 (м. Івано-Франківськ, 27-31 травня 2019 року).

**Публікації.** За темою дисертаційної роботи опубліковано 33 наукові праці, із них 15 – у фахових виданнях України, 7 – у провідних наукових виданнях Польщі, Румунії, Австрії, у т.ч. одна стаття включена до МДБ «Scopus», одна стаття – до МДБ «Web of Science», отримано два патенти України на корисну модель, дві статті опубліковані в інших виданнях, одна монографія у співавторстві, шість тез доповідей у збірниках праць конференцій.

**Структура та обсяг роботи.** Дисертація складається із вступу, шести розділів, висновків до дисертаційної роботи, переліку використаних джерел із 230 найменувань та шести додатків. Загальний обсяг дисертації становить 335 сторінок (276 сторінок основного тексту), у роботі 109 рисунків, 78 таблиць.

## РОЗДІЛ 1

### СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ РОДОВИЩ НАФТИ І ГАЗУ

#### 1.1 Аналіз досліджень впливу нафтогазових родовищ на довкілля

Нафтогазова промисловість належить до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Саме тому значна кількість наукових досліджень у нафтогазовій галузі присвячені проблемі екологічної безпеки розробки нафтових і газових родовищ.

Вивченням екологічних проблем під час розроблення родовищ нафти і газу займалися цілий ряд вітчизняних та зарубіжних вчених, а саме: Я.О. Адаменко та Л.М. Архипова [1-8], О.М. Адаменко [9-11], Я.М. Семчук та ін. [12-14], О.М. Мандрик [15-18], Г.І. Рудько [19-21], М.С. Полутренко [22, 23], Л.Я. Побережний [24, 25], П.Г. Дригулич [26-30], Н. Клімова [31, 32], А.Н. Васильєв, П.В. Ключко, М.Ю. Журавель [33, 34], М.Й. Цайтлер [35-39], І.П. Ковальчук та Є.А. Іванов [40-42], Я. Мирка, Л. Пеленичка [43], О. Кудряшов, А. Мичак [44-46], І.В. Дудок, О.І. Романюк, [47-50], А.В. Соромотін [57], В.П. Гаврилов [58], А.А. Жакишева [59], А.В. Шамраєв та Т.С. Шоріна [60], М.Д. Козориз [61], М.М. Орфанова [67-69], та ін.

Я.О. Адаменком та Л.М. Архиповою [1-8] проведено дослідження стосовно оцінки впливу на навколишнє середовище в процесі розроблення нафтогазоконденсатних родовищ за компонентами довкілля. Зокрема автором проаналізовано можливі впливи розроблення родовищ на геологічне середовище, поверхневі та підземні води, атмосферне повітря, ґрунтовий покрив, соціальне середовище, соціально-економічну ситуацію. На основі проведених досліджень автором обґрунтовано необхідність розроблення системи екологічно прийнятних методів розробки нафтових родовищ.

О.М. Адаменком [9-11] для нафтогазового комплексу розроблено структуру екологічної безпеки, яка включає екологічний аудит територій та

об'єктів; оцінку впливу на навколишнє середовище; екологічний моніторинг; моделювання та прогнозування стану довкілля; екологічний менеджмент. На основі вищенаведеного автором запропонована комп'ютерна система екологічної безпеки, що дозволяє вносити поточні дані про стан довкілля, виходячи із десятикомпонентної структури (геологічне середовище, геофізичні поля, рельєф, гідросфера, атмосфера, ґрунтовий та рослинний покрив, тваринний світ, демосфера і техносфера), а після цього проводити їх аналіз, оцінювати стан довкілля.

Я.М. Семчуком та Б.О. Клюком [12] створено метматичну модель, яка дозволяє розрахувати кількісні показники забруднюючих речовин у компонентах довкілля виходячи із кількісних характеристик системи магістральних нафтопроводів, при цьому автори зазначають, що точність розрахунків залежить від тривалості впливу та величини забруднення. У роботі [13] Я.М. Семчуком із співавторами визначено основні джерела потрапляння пластових вод до компонентів довкілля. Розглянуто масштаби поширення сольового забруднення ґрунтових вод. Запропоновано метод прогнозування поширення сольового ареалу у підземних водах. У роботі [14] вивчено технічні ризики відмов трубопроводів, визначено перепади тисків для прогнозування обсягів витоків із трубопроводів.

О.М. Мандриком вивчались проблеми екологічної безпеки під час транспортування газу та тривалої експлуатації газопроводів [15-18]. Розглянуто екологічні наслідки аварій на трубопроводах, запропоновано методи прогнозування поширення забруднюючих речовин у компонентах довкілля, визначено теоретичні та практичні методи мінімізації наслідків аварійних ситуацій.

Г.І. Рудьком та О.В. Нецьким [19] визначено етапи за якими визначається вплив на геологічне середовище від розробки нафтогазових родовищ, які включають: визначення характеристики стану навколишнього природного середовища в районі родовища, визначення основних джерел впливу на довкілля існуючої або створюваної соціально-виробничої інфраструктури, визначення

виду та характеру впливу таких джерел. У контексті визначення впливу на навколишнє середовище авторами розглядаються небезпечні геологічні процеси, розвинені в районі розробки родовища. У роботах [20, 21] запропоновано концепцію екологічного моніторингу об'єктів надрокористування та, зокрема нафтогазового комплексу.

М.С. Полутренко [22, 23] проведено дослідження особливостей корозії магістральних газопроводів. Автором запропоноване до використання корозійно-стійке покриття трубопроводів з метою запобігання виникнення аварійних ситуацій, забезпечення довговічності та надійності їх експлуатації.

Л.Я. Побережним [24, 25] з метою підвищення рівня екологічної безпеки паливно-енергетичного комплексу України запропоновано впровадження системи екологічного моніторингу, організація екологічного аудиту, розроблення екологічних паспортів для найбільш небезпечних об'єктів, а також удосконалення екологічного законодавства у сфері експлуатації нафтогазових об'єктів.

П.Г. Дригуличем [26-28] вивчено особливості зберігання відходів буріння та захоронення бурових стічних вод, розроблено заходи із мінімізації впливу на довкілля під час спорудження свердловин. У роботах [29, 30] вивчались особливості забруднення нафтогазового обладнання природними радіонуклідами. Визначено джерела виносу радіонуклідів на денну поверхню, запропоновано гідродинамічний метод очищення обладнання від забруднень.

Н. Клімовою проведено дослідження з історії розвитку Борислава [31, 32] та проаналізовано методики за якими можливо провести оцінку стану ґрунтів на території м. Борислав. В основу досліджень автором покладено ландшафтно-геохімічний підхід. Рівень забруднення ґрунтів пропонується визначати з використанням коефіцієнтів концентрації хімічних елементів, які визначалися як відношення вмісту елемента у ґрунтах (мг/кг) до природного фонового вмісту елемента у ґрунтах (мг/кг). Автором приведено критерії оцінки ступеня забруднення ґрунтів та схему визначення інтенсивності забруднення ґрунтового покриву, яка включає такі показники як нафтопродукти, феноли та важкі метали.

Особливої уваги заслуговує робота [33], в якій на основі детального аналізу гідрологічних і гідрогеологічних умов території запропоновано схеми реалізації гідрохімічного моніторингу на території нафтогазових родовищ. Авторами зазначається про суттєве забруднення зони вільного водообміну на території нафтогазових родовищ нафтопродуктами, важкими металами і радіонуклідами. Особлива увага звертається на засолення поверхневих та підземних вод на території родовищ на кінцевій стадії розробки, коли продукція нафтогазових свердловин суттєво обводнена. Вчені зазначають, що на родовищах, де використовується система підтримки пластового тиску повністю виключити виникнення техногенних потоків із водопроводів практично неможливо. Крім того, М.Ю. Журавлем, А.Н. Васильєвим та ін. [34], проведено дослідження кратера аварійної свердловини 35 Качанівського нафтового родовища Охтирського району Сумської області, а також 5 і 111 Рибальського родовища при цьому встановлено, що внаслідок утворення кратерів сформувались техногенні екосистеми відзначено декілька індивідуальних особливостей, серед яких техногенний седиментогенез, висока ступінь насичення відкладів нафтопродуктами та легкокорозчинними солями, зміна міграційної здатності забруднювачів через взаємодію одного з іншим, фракціонування нафтопродуктів та солей у радіальному та латеральному напрямках, формування у приповерхневій зоні відкладів суміщених окислювального і випарювального геохімічних барерів з відповідними концентраціями солей і важких металів, вплив на склад підземних вод регіону. Сформульовані авторами особливості техногенних екосистем в цілому мають важливе наукове і практичне значення для дослідження негативних екологічних наслідків аварійних ситуацій, проте не охоплюють деяких особливостей формування техногенних водойм (закономірностей змін концентрацій забруднюючих речовин, співвідношення вмісту іонів у воді, тощо).

М.Й. Цайтлером [35-39] проведено дослідження впливу довготривалого видобування нафти і газу на Бориславському нафтовому родовищі. Автором встановлено ступені техногенного навантаження на довкілля у м. Борислав у

часі. Зокрема, найбільшої шкоди довкіллю було завдано у другій половині XIX - на початку XX століття. Відбулося забруднення нафтою і нафтопродуктами поверхневих та підземних вод, ґрунтового покриву, як внаслідок природніх так і техногенних виходів нафти на денну поверхню. Внаслідок впливу на довкілля відбулась зміна природних фітоценозів.

І.П. Ковальчуком та Є.А. Івановим [40-42] проведено дослідження екологічних особливостей етапів розробки та розташування Бориславського озокеритового родовища. Бориславське родовище озокериту розташоване в межах м. Борислав і перекривається контурами гірничого відводу Бориславського нафтового родовища. Власне озокерит є речовиною, що утворюється у результаті охолодження парафінистої нафти, яка піднімалась по геологічних порушеннях до денної поверхні. Авторами вказується на вкрай несприятливу екологічну ситуацію в районі розташування озокеритового родовища і запропоновано методи покращення стану компонентів довкілля, що зазнали негативного впливу.

Я. Мирка та Л. Пеленичка [43] протягом тривалого часу здійснювали розробку та авторський нагляд за виконанням заходів щодо зменшення загазованості території м. Борислав. За цей час авторами подано рекомендації щодо місць розташування дегазаційних свердловин на території м. Борислав, запропоновано принципові схеми, облаштування шурфів-колодязів. Незважаючи на значний позитивний ефект досліджень деякі розробки авторів мають певні недоліки, зокрема при розробленні рекомендацій щодо розташування дегазаційних свердловин автори спиралися на результати окремих замірів загазованості, які не мали систематичного характеру, а свердловини розташовувалися поблизу джерел виділення газу без врахування поширення газових еманаций по площі загазованої ділянки. Внаслідок цього буріння дегазаційних свердловин не завжди було ефективним і вже за короткий проміжок часу концентрація вуглеводневих газів у них різко знижувалась до фонового рівня, тобто свердловина починала працювати неефективно. При цьому, ремонтні роботи та чистка свердловин не приводили до покращення



ефективності їх роботи. Це підтверджується результатами замірів концентрацій вуглеводневих газів. Які проводилися нами протягом 2006-2016 років.

О. Кудряшовим та А. Мичаком [44-46] виконано аерокосмічні зйомки території м. Борислав за результатами досліджень авторів побудовано карти загазованості території м. Борислав, складено перелік деяких виявлених шурфів-колодязів та свердловин та визначено їх координати з допомогою GPS навігатора. Перевагами даних результатів досліджень є те, що вони дають достатньо повну інформацію про стан поверхневої загазованості в певний момент часу, але при цьому не враховано метеофакторів, які здатні спотворювати реальну картину поширення вуглеводневих газів та похибки які дає GPS навігатор при визначенні координат. Крім того, у працях вчених проведено детальний аналіз перспектив подальшого видобування корисних копалин на території м. Борислав із наданням відповідних рекомендацій.

Дослідження забрудненості ґрунтів м. Борислава приведені також авторами [47-50]. Вченими встановлено, що найбільш забрудненими нафтопродуктами є ґрунти, які розташовані в районі озокеритової шахти, на Потоці та в районі русла річки Гисмениця, при цьому зазначено, що вміст нафтопродуктів у відібраних пробах перевищував тимчасово-допустиму концентрацію (ТДК) у 2-8 разів. Крім того, авторами встановлено, що на ділянках з підвищеним вмістом нафтопродуктів спостерігається також підвищений вміст важких металів, таких як Cu, Zn, Co, Cd. До відносно чистих ділянок вчені відносять північно-західну частину міста Борислав (вул. Котляревського, Куліша, Каденюка). В цілому результати досліджень І.В. Дудка та О.І. Романюк показали, що вміст вуглеводнів у ґрунтовому покриві м. Борислав коливається в широких межах, але в більшості випадків не перевищує допустимих норм, за виключенням ділянок, які прилягають до об'єктів нафтодобувного комплексу. В результаті проведених досліджень авторами запропоновано провести фіторекультивуацію ділянок забруднених нафтою і нафтопродуктами на території м. Борислав. Необхідно зазначити, що запропонований метод є можливим до використання виключно на відкритих

ділянках, вільних від забудови, а враховуючи що територія Бориславського нафтового і озокеритового родовищ історично співпадає з центральною частиною міста використання запропонованого методу у м. Борислав є обмеженим. Крім того ґрунтовні наукові дослідження території Бориславського родовища проведені також у роботах [51-56].

А.В. Соромотиним [57] запропоновано класифікувати етапи розроблення нафтогазових родовищ на етап будівництва, розвідувальний етап, етап видобування, етап ліквідації. Відповідно до запропонованої класифікації вченим застосовано екосистемний та еколого-геоінформаційний підходи до аналізу негативних екологічних наслідків на кожному з етапів розробки. В результаті проведених досліджень автор відзначає необхідність тривалого часу для ліквідації екологічних проблем, які накопичились в результаті розробки родовищ нафти і газу в тайговій місцевості Тюменської області.

В.П. Гавриловим [58] проведено аналіз впливу розробки нафтогазових родовищ Арктичних морів та півострова Ямал на навколишнє середовище. Автором обґрунтовано потребу в проведенні постійного екологічного моніторингу на протязі всього процесу розробки родовищ. Проаналізовано потенційні наслідки спорудження об'єктів нафтогазової інфраструктури для жителів районів, рослинного та тваринного світу, рельєфу місцевості. На основі проведених досліджень В.П. Гавриловим запропоновано не проводити розробку родовищ Арктичних морів та півострова Ямал в даний час, як альтернатива віднести їх до стратегічного державного резерву, як такі, що розроблятимуться майбутніми поколіннями.

А.А. Жакішевою [59] проведено дослідження екологічної ситуації, що склалась в нафтовидобувних регіонах Казахстану. Автором виявлено основні причини та джерела забруднення довкілля в процесі будівництва, видобування та перероблення нафти і газу. Розраховано економічні збитки внаслідок впливу на довкілля нафтовидобувної діяльності.

А.В. Шамраєвим та Т.С. Шоріною [60] проведено дослідження щодо впливу нафтопродуктів на компоненти довкілля. Авторами встановлено, що при

попаданні у ґрунт нафти і нафтопродуктів з останнього витісняється повітря, порушується режим поступлення води. Все це негативно впливає на розвиток рослинності і може приводити до її загибелі.

У роботі [61] М.Д. Козорізом стверджується, що на сучасному етапі розвитку науки і техніки не існує таких технологій видобутку, які б дозволяли здійснювати цю діяльність без негативного впливу на навколишнє середовище. Ступінь цього впливу може бути різним і залежить від виконання природоохоронних заходів, неухильного дотримання технічних і технологічних норм, а також від екологічної культури працівників.

Агентством із захисту навколишнього середовища США [62] наводяться переліки впливів на навколишнє середовище під час розробки родовищ нафти і газу у США. У роботах виділено такі етапи освоєння нафтогазових родовищ:

- розвідка та буріння свердловин;
- видобування нафти;
- видобування газу;

Відповідно до виділених етапів вченими США проведено аналіз потенційних впливів, які розподілені наступним чином:

#### 1. Вплив на атмосферу

- спалювання, вентиляція і продувка газу;
- процеси спалювання в дизельних двигунах та газових турбінах;
- неорганізовані викиди в процесі завантажувальних операцій;
- транспортування і втрати від роботи обладнання;
- замілення повітря в результаті інтенсивного руху транспортних засобів;
- виділення твердих частинок від інших процесів, таких як випробування свердловин.

#### 2. Вплив на гідросферу

Основними джерелами забруднення гідросфери є:

- пластові води
- бурові рідини, шлами і хімреагенти оброблення свердловин
- стічні води миття та дренажні води

- комунально-побутові стічні води
- розливи та витoki
- вода для охолодження

### 3. Вплив на землі та ґрунти

- фізичне порушення як результат будівництва
- забруднення в результаті розливів та витоків чи розміщення твердих відходів
- непрямий вплив пов'язаний із обмеженням доступу і соціальними змінами

### 4. Потенційні впливи від виникнення аварійних ситуацій

Блок розглядає потенційні впливи на довкілля від розливів нафти, нафтопродуктів, небезпечних речовин та матеріалів, а також витоків газу в атмосферне повітря; вибухів; локальних (об'єктових) та масштабних пожеж; виникнення незапланованих ситуацій; природних явищ (землетруси, повені, блискавка, тощо), війна та саботаж.

В роботі [63] визначені особливості формування засолених ґрунтів у результаті розливів мінералізованих пластових вод. Автором встановлено, що в результаті іонного обміну відбувається трансформація легкорозчинних солей з гідрокарбонатно-кальцієвого на хлоридно-магнієво-кальцієво-натрієвий. Засолення ґрунтів призводить до загибелі або зміни структури фітоценозів.

Згідно досліджень авторів [64] внаслідок потрапляння пластових вод на ґрунти концентрація солей зростає у 30 разів. Кількість обмінного натрію на даній стадії трансформації сольового профілю у два рази перевищує значення у незабруднених ґрунтах.

М. Ревою проведено дослідження впливу супутньо-пластових вод на довкілля [65]. Основними небезпечними речовинами пластових вод є високий вміст розчинених солей та важких металів. Повернення вод до нафтогазових родовищ, підземних водоносних горизонтів, зберігання у спеціальних резервуарах є потенційно небезпечним для довкілля, оскільки може спричинити потрапляння забруднюючих речовин в ґрунти, поверхневі і підземні водойми.

Автором розглядаються пластові води також як ресурс отримання деяких елементів.

А.В. Ледневим [66] встановлено, що при слабкому забрудненні ґрунтів пластовими водами 0,25-0,40 % внаслідок зменшення кислотності ґрунтів та зростанні вмісту макро і мікрокомпонентів живлення рослин відбувається зростання урожайності багаторічних трав та зернових культур. При середньому рівні забруднення, який складає 0,4-0,75 % відбувалось різке зниження урожайності, зменшувалась кількість продуктивних рослин. Критичним для більшості рослин була концентрація щільного залишку 1,00 % - 1,50 %. В цьому випадку виживали лише поодинокі рослини, які знаходились у пригніченому стані. Токсичною для переважної більшості рослин є концентрація сухого залишку більше 2,00 %, при такій концентрації гине весь рослинний покрив.

М.М. Орфановою проведено дослідження впливу підприємств нафтогазового комплексу на довкілля. У роботах [67-69] автор стверджує, що головними причинами забруднення компонентів довкілля є виникнення аварійних ситуацій, а також фільтрація нафтопродуктів і стічних вод із нафтових і шламових амбарів. Щодо потрапляння забруднюючих речовин до атмосфери, то основними джерелами є нафтогазове обладнання для зберігання і підготовки нафти і газу, а також викиди газу під час ремонту свердловин. Основними видами відходів виробництва, які утворюються у процесі видобутку є відходи спорудження свердловин, відходи видобування нафти і газу, відходи підготовки нафти і газу, відходи транспортування.

О.Р. Стельмах у роботі [70] зазначає, що у результаті експлуатації нафтогазових родовищ основний вплив від діяльності відбувається на геологічне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, водне середовище, атмосферне повітря. Серед залишкових впливів від експлуатації нафтогазових родовищ слід відзначити вилучення земельних ділянок, зростання осягів викидів в атмосферне повітря та водокористування, зростання рівня шуму, виникнення аварійних ситуацій, що призводять до забруднення компонентів довкілля.

Серед вітчизняних наукових праць слід також відзначити роботи [71-81], у яких відображено дослідження щодо впливу на довкілля об'єктів нафтогазового комплексу.

У роботі [82] встановлено, що під час розливів пластової води до ґрунтів крім хлориду натрію можуть також потрапляти інші шкідливі мікроелементи у концентраціях, які можуть бути токсичними для рослин, таким елементом на думку авторів є зокрема бор.

У статті [83] проведено детальний аналіз властивостей пластових вод та їх впливу на ґрунт. У процесі видобування нафти і газу відбувається обводнення продукції нафтогазових свердловин. Пластова вода містить широкий спектр органічних і неорганічних речовин. До них відносяться розчинені та дисперсні компоненти нафти, важкі метали, радіонукліди, хімічні речовини гідророзриву пласта, розчинені гази, завислі частинки, парафін, мікрорганізми і розчинений кисень. Склад води є функцією геологічних умов, часу експлуатації родовища та вуглеводнів, що видобуваються. Рівень мінералізації пластової води у 5-10 разів вище за мінералізацію морської води. Концентрації іонів хлору і натрію коливаються від декількох міліграм до 300000 мг/л. Загальна мінералізація води зростає із збільшенням часу експлуатації родовища, при цьому рівень вмісту завислих частинок збільшується у сотні разів. Пластова вода як правило містить важкі метали такі як ртуть і свинець, а також металоїди такі як мишьяк у різних концентраціях в залежності від геологічних умов та терміну експлуатації свердловини. Крім того у пластовій воді можуть міститися барій, кадмій, хром, мідь, нікель, срібло і цинк, а також бор, алюміній, залізо, літій, манган, селен та стронцій. Деякі із перелічених металів є більш небезпечними, оскільки можуть біоакумулюватися або бути токсичними. Тверді речовини включають глини, парафіни, мікробну біомасу, карбонати, пісок і мул, продукти корозії, тверді частинки з пласта та інші завислі тверді частинки. Концентрація завислих частинок варіюється в залежності від родовища. Крім того автор [83] з посиланням на [84] звертає увагу, що:

- надлишкова солоність може призвести до дефлокуляції глини, тим самим понижуючи проникність ґрунту для повітря і води

- надлишок розчинених солей призводить до всихання і загибелі рослин. В регіонах з малою кількістю опадів солі можуть накопичуватись до дуже високих концентрацій в ґрунті;

- в результаті хімічних змін в ґруті обумовлених розливами пластових вод може відбуватися зміна аборигенної флори іншими видами рослин;

- відбувається поширення солестійких рослин.

Засоленість ґрунту обумовлює дефіцит поживних речовин (азот, кальцій, калій, фосфор, залізо і цинк), дисбаланс живлення рослин, осмотичний і окислювальний стрес для рослин. Засоленість ґрунтів значно знижує поглинання фосфору рослинами, оскільки фосфати осаджуються іонами кальцію. Такі елементи як натрій, хлор і бор здійснюють специфічну токсичну дію на рослини. Всі ці фактори негативно впливають на рослини на фізичному і біохімічному і молекулярному рівнях. Засоленість перешкоджає проростанню рослин; активності ферментів; ДНК, РНК і білковому синтезу; мітозу. В якості речовин, що сприяють очищенню ґрунтів автор [83] пропонує використовувати сульфат, нітрат або хлорид кальцію для заміщення натрію. Сірку або сульфат алюмінію для пониження рН. Може використовуватись тваринний гній, при цьому органічна речовина створює макропори, що дозволяє дренувати ґрунт, а також збільшує біологічну активність ґрунту.

У роботі [85] проведено детальний аналіз особливостей біоремедіації забруднених нафтопродуктами ґрунтів. Авторами встановлено фактори, що впливають на біодеградацію вуглеводнів. До таких факторів авторами віднесено:

- температура відіграє важливу роль в біодеградації завдяки двом факторам. По-перше вона безпосередньо впливає на хімію забруднюючих речовин, по-друге на фізіологію і різноманітність організмів. При низьких температурах зростає в'язкість вуглеводнів та зменшується їх здатність випаровуватись, що зменшує їх здатність до біодеградації. Швидкість біодеградації зазвичай зменшується із зменшенням температури. Найбільша

швидкість розкладання знаходиться в діапазоні  $30^{\circ}$ - $40^{\circ}$  С в ґрунтовому середовищі,  $20^{\circ}$ - $30^{\circ}$  у прісних водах і  $15^{\circ}$ - $20^{\circ}$  у морській воді;

- поживні речовини ґрунту. Поживні речовини ґрунту здійснюють прямий вплив на мікробну активність і біодеградацію;

- хімічний склад нафтових вуглеводнів. Різні види вуглеводнів відрізняються своєю здатністю до біодеградації. Пониження здатності до біодеградації відбувається в ряду алкани > розгалужені алкани > низькомолекулярні ароматичні сполуки > циклічні алкани;

- розчинність. Біодеградація вуглеводнів корелює з їх водорозчинністю;

- кількість речовини, що фізико-хімічно доступна для мікроорганізмів;

- фізико-хімічні властивості ґрунту. Найбільш важливими властивостями ґрунтів є їх фракційний склад та вміст органічної речовини;

- кисень. Наявність кисню є обов'язковою умовою біодеградації вуглеводнів. Метаболізм вуглеводнів відбувається дуже повільно або не відбувається взагалі в анаеробних умовах;

- вологість ґрунту. Мікроорганізми живуть у водному середовищі ґрунтових пор. Із зменшенням вологості ґрунту суттєво зменшується кількість мікробів відповідно і уповільнюється швидкість біодеградації;

- кислотність і лужність ґрунту. Для більшості гетеротрофних бактерій найбільш сприятливим є нейтральне рН = 7,0 або слабокисле середовище екстремальні значення рН призведуть до загибелі та зменшення активності мікроорганізмів;

У статті норвезьких дослідників [86] зазначається, що властивості пластових вод, які видобуваються на поверхню з нафтою і газом сильно залежать від геологічних характеристик родовища. Склад пластових вод різноманітний і може містити декілька тисяч сполук, які можуть відрізнятися як по свердловинах, так і від тривалості експлуатації свердловин. Особливо небезпечними є дисперговані нафтопродукти, ароматичні вуглеводні, алкілфеноли, важкі метали та природні радіонукліди. Пластові води також можуть містити значну кількість частинок органічного матеріалу, неорганічних



солей і низькомолекулярних органічних кислот, а також високі концентрації сірки і сульфідів. Крім того, вода, яка закачується у свердловини може містити інгібітори корозії та солевідкладення, деемульгатори, коагулянти та флокулянти, а також сульфатвідновлюючі бактерії. Вчені стверджують, що довгострокові екологічні впливи пластових вод вивчені недостатньо і є об'єктом досліджень останніх років.

У роботі [87] автори дають визначення поняття відновлення екосистеми. Згідно твердження авторів відновлення екосистеми після забруднення вуглеводнями це повернення компоненту довкілля до концентрації вуглеводнів, які містились у ньому до виникнення аварійного розливу нафти. У багатьох випадках екосистема вважається відновленою коли відновилися людські ресурси – наприклад ті, що використовуються для рекреації чи риболовства. Вони мають перевагу над збитками, яких зазнала екосистема через комерційні інтереси. У більшості випадків відновлення ресурсів, що використовує людина відбувається набагато швидше, ніж біологічне відновлення – для цього достатньо просто прибрати вуглеводні. Ще одним важливим твердженням вчених є те, що після розливу від 30-40% до майже повного зникнення нафтопродуктів видаляється із місця потрапляння на морську поверхню шляхом випаровування. Ці процеси залежать від характеру нафтопродукту та кліматичних умов. Повне розкладання нафти до фонового рівня відбувається протягом терміну від 3-4 до 8 років за умов доброї аерації, при цьому відомі також випадки, коли нафтопродукти зберігались протягом 25 років.

У роботі [88] зазначено, що пластова вода високомінералізована. При потраплянні на ґрунти може бути надзвичайно небезпечною для рослин. Пластова вода може складати понад 90 % продукції, яка видобувається із свердловини. В Сполучених Штатах Америки на кожен барель видобутої нафти припадає вісім барелів води. Для газових свердловин цей показник менший.

Надзвичайно небезпечними є витіки із трубопроводів. Їх дуже важко виявити і, у той же час вони призводять до забруднення земель та вод [89]. Видобування та транспортування нафти часто призводять до виникнення

розливів. За різними даними щороку у світі відбувається неконтрольований розлив від 20 до 430 мільйонів галонів нафти. При цьому витрати на очищення від нафти складають від 1000 доларів США на одну тону в Африці до 24000 доларів США на одну тону в США.

Розливи палива і мастильних матеріалів можуть потрапляти у водойми [90]. Риба та інші мешканці водойм, що піддаються впливу нафтопродуктів набувають неприємних запахів характерних для нафтопродуктів і стають непридатними до використання.

У статті [90] проведено дослідження ефективності сорбентів нафтопродуктів. Автори класифікують сорбенти на три основні групи: неорганічні мінеральні матеріали, органічні синтетичні матеріали та органічні матеріали рослинного походження. Мінеральні продукти включають перліт, графіт, вермикуліти, сорбентна глина і діатоміт. Синтетичні продукти включають поліпропілен і пінополіуретан. Головним недоліком цих продуктів є повільна деградація в порівнянні із продуктами рослинного походження і не є природними, як мінеральні матеріали. За результатами досліджень встановлено:

- у вологому середовищі найбільш ефективними є поліпропіленові і целюлозні волокна;

- в сухому середовищі найбільш ефективним був пропілен, у той час як всі перліти мали схожу ефективність поглинання із целюлозним матеріалом для всіх видів нафтопродуктів;

- заміна комерційних синтетичних сорбентів нафти при розливах нафти та очищенні стічних вод на природні мінерали є можливим і доцільним з огляду на більшу адаптованість до природного середовища останніх.

В роботі [91] досліджено окремі сорбенти нафтопродуктів природного походження. Вченими вказується, що незважаючи на ефективність синтетичних полімерів на основі поліпропілену та їх переваг в фізичній та хімічній стійкості, низькому змочуванні, низькій густині, вони не є відновлюваними і не підлягають біологічному розкладу. У той же час рослинні волокна є екологічно чистими матеріалами, з щільністю близькою до щільності синтетичних матеріалів. В

результаті проведених досліджень вченими встановлено, що сорбційна ємність природних сорбентів була наступною: шовкова нитка > сизаль і опилки > кокосове волокно > насіння гарбуза > залишки листя. При цьому сорбційна ємність може бути збільшена за рахунок подрібнення матеріалу.

У роботі [92] британськими вченими досліджено характеристики пластових вод. Зокрема вказано, що пластові води містять органічні речовини (диспергована нафта), загальні розчинені тверді речовини, аміак, бор, важкі метали. Мінералізація пластових вод варіюється в широкому діапазоні - від 1 г/л до 250 г/л. Пластова вода містить як розчинену так і нерозчинену фракції нафти. Ці фракції складаються з комплексної суміші органічних сполук, подібних до тих, що зустрічаються в сирій нафті та природному газі. При цьому біологічній деградації найкраще піддаються нормальні алкани, крім того добре біологічно розкладаються низькомолекулярні ароматичні вуглеводні такі, як бензол, толуол та ксилол. Комплексні структури (ті, що мають розгалуження або конденсовані кільцеві структури) є більш стійкими до біорозкладання, ніж прості вуглеводні.

Робота [93] присвячена відновленню забруднених ґрунтів шляхом біоремедіації. Автори зазначають, що біоремедіація успішно застосовувалась на значних площах під час ліквідації розливів нафти, зокрема на Алясці. Для успішного проведення біоремедіації автори визначають найбільш важливим правильний вибір мікроорганізмів, які повинні бути застосовані у правильному місці із сприятливими екологічними факторами. Вчені вважають, що біоремедіація має ряд переваг над іншими методами ліквідації забруднень, зокрема спаленням і видаленням забрудненого ґрунту, оскільки застосовується на місці, часто є дешевшою та мінімально порушує ґрунтовий покрив. При цьому біоремедіація має свої обмеження: не всі речовини піддаються біорозкладанню, у деяких випадках продукти метаболізму також є токсичними. Під час проведення біоремедіації слід вивчити наступні питання: чи піддається забруднююча речовина біологічному розкладу; чи може відбуватися біодеградація природнім шляхом; чи екологічні умови є прийнятними для

біоремедіації; у випадку неповного розкладання забруднюючих речовин, якими будуть подальші шляхи поводження з відходами.

У роботі [94] зазначається, що однією з причин, через яку не відбувається біодеградація нафтопродуктів у підземних водах є низька температура ґрунтових вод. Біодеградація в ґрунті відбувається за оптимальних температур – 25-35 °С, при цьому температура ґрунтових вод набагато нижча близько 10 °С. Виходячи з цього біодеструкція за таких умов не буде набувати високої активності.

Бразилійськими вченими у роботі [95] досліджено особливості забруднення довкілля нафтою та нафтопродуктами. Нафта є гідрофобним вуглеводнем, який негативно впливає на структурні та функціональні властивості клітинних мембран в живих організмах, що створює значний ризик зараження як морських так і наземних екосистем. При контакті з водою нафта та її похідні утворюють тонку плівку, що утруднює газообмін між гідросферою і атмосферою, заважає потраплянню сонячних променів і, відповідно, створює перешкоди для дихання і фотосинтезу. Виходячи з цього вуглеводневі забруднення спричиняють до загибелі фітопланктону та порушення харчових ланцюгів. Загроза для здоров'я людини може бути обумовлена вуглеводнями, які можуть проникати до організму людини через шкіру, органи дихання чи систему травлення.

У роботі [96] вказано, що суттєве забруднення навколишнього середовища може бути обумовлене розливами нафти, скидом стічних вод та сплюванням чи утилізацією нафтовмісних відходів. Розливи нафти та накопичені нафтошлами призводять до пошкодження ґрунту та рослинного покриву, ерозії, опустелювання. Особливість екологічних проблем, які виникають у зв'язку з видобуванням нафти обумовлюється трьома групами факторів: специфічними географічними умовами добувних регіонів, технологією нафтовидобутку, а також конкретним складом і властивостями нафти і пластових флюїдів. У процесі підготовки нафти можливе утворення нафтошламів. Нафтошлам це важкі нафтові залишки, які містять в середньому 10-56 % нафтопродуктів, 30-85 % води, 1,3- 46% твердих речовин. В середньому на 1 т нафти утворюється 7 кг

нафтошламів. Це призводить до утворення значної кількості відходів, які зберігаються у шламонакопичувачах. Шламонакопичувачі можуть становити потенційну загрозу для довкілля.

Вчені [97] стверджують, що забруднення нафтопродуктами ґрунтів та вод пов'язане із такими забруднювачами як бензол, толуол, етилбензол, ксилоли і загальні нафтові вуглеводні.

В роботі [98] вченими виділено чотири стадії утворення нафтовмісних відходів:

- видобування сирової нафти із надр;
- транспортування нафти на нафтопереробні заводи та пункти розподілу продукції;
- перероблення в готову продукцію;
- маркетинг та продаж продукції споживачам.

Такі відходи, в основному, складаються із вуглеводнів нафти, води і твердих частинок у різних пропорціях в залежності від стадії утворення. Ці відходи становлять потенційну небезпеку для довкілля.

У роботі [99] вчені роблять висновок, що глобальна економіка буде підвищувати споживання матеріалів за рахунок світового зростання населення. При цьому енергоресурси виснажуватимуться, тому стійке світове енергозабезпечення все більше залежатиме від сонячної енергетики, вугілля і ядерної енергетики. Тому збільшення інвестицій у нові технології відновлюваних джерел енергії є шляхом для стійкого глобального енергозабезпечення.

Вченими [100] вказується, що енергія, яка виробляється з допомогою палива на нафтовій основі є переважаючою у більшості економічних систем. Пряме використання нафтового палива може бути змінною величиною в залежності від типу системи, але її опосередковане використання стосується практично будь-яких аспектів індустрії. Використання викопних видів палива складає близько 2/3 в глобальній енергетиці.

У роботі [101] встановлено, що збільшення довжини вуглецевого ланцюга зменшує розчинність і тим самим збільшує тривалість перебування

забруднюючих речовин у ґрунті і тим самим блокування доступу поживних речовин до рослин. До традиційних методів очищення ґрутів від нафтопродуктів автори відносять:

- екскавація (виймання) ґрутів для їх очищення у спеціально відведених місцях. Проте цей спосіб є дорогим і викликає конфлікти з населенням;

- барботування повітрям. Насичення киснем сприяє видаленню легких органічних сполук. Легкі органічні сполуки є найбільш токсичними і тому такий спосіб очищення ґрунту є найбільш ефективним для більш легких фракцій, наприклад для бензолу, толуолу, етилбензолу, ксилолу і бензину. Перевагою даного методу є коротка тривалість (від кількох тижнів до шести місяців), а недоліком, що після його застосування залишаються забруднюючі речовини у вигляді більш важких фракцій;

- біоремедіація передбачає використання мікроорганізмів, які сприяють деградації нафтопродуктів. Біоремедіація може є ефективним способом знешкодження вуглеводневих забруднень оскільки може знешкоджувати найбільш стійкі вуглеводні. При цьому не повинна інгібуватись місцева мікрофлора, макро і мікрокомпоненти повинні бути доступними для продукування клітинного матеріалу, як правило, у співвідношенні 100:10:1 для вуглецю азоту і фосфору, вологість ґрунту повинна бути у мажах 50 % - 80%, рН середовища – 5,5-8,5, температура процесу  $15^{\circ}$  –  $45^{\circ}$  С. Недоліками такого способу є більш висока вартість, а також тривалість процесу;

- оброблення земель. По суті це один із видів біоремедіації.

Вченими [102] вказується, що нафта являє складну суміш багатьох сполук таких як алкани, ароматичні сполуки, смоли і асфальтени, які потенційно можуть бути знешкоджені шляхом мікробної деградації. Біодеградація нафтових вуглеводнів є складним процесом, який залежить від характеру і концентрацій вуглеводнів. Багато бактерій здатні емульгувати вуглеводні за допомогою продукування поверхнево-активних речовин таких, як біосурфактанти. Біосурфактанти зменшують поверхневий натяг, накопичуючись на межі розділу

речовин, що не перемішуються, збільшуючи при цьому біодоступність і подальшу біодеградацію вуглеводнів.

Вченими [103] вказується, що для підвищення видобутку нафти та ліквідації нафтових забруднень застосовують хімічно синтезовані поверхнево-активні речовини, проте такі речовини біологічно не розкладаються і можуть бути токсичними для довкілля. У той же час біологічно активні речовини у багатьох випадках володіють аналогічними емульгаційними властивостями, при цьому піддаються біологічному розкладу. Тому зростає інтерес до застосування таких речовин. При цьому мікроорганізми, що використовуються повинні бути стійкими до високих температур, тиску, солоності, бути здатними до росту за анаеробних або мікроаерофільних умов. Проведені вченими дослідження показали, що використання біологічних речовин є більш ефективним, ніж хімічно синтезовані поверхнево активні речовини.

Вченими Сполучених Штатів Америки [104] встановлено, що нафта, яка контактує з ґрунтовими водами змінюється в результаті декількох процесів, які призводять до виникнення декількох зон які відрізняються за хімічним складом води. Ці геохімічні зони є результатом аеробної і анаеробної деградації органічних сполук і взаємодії підземних вод з твердими частинками водоносного горизонту. Розподіл хімічних речовин та ізотопи вуглецю вказують на те, що окисно-відновні процеси відбуваються в зоні 75 метрів нижче від тіла розливу нафти. Основними без кисневими реакціями є метаногенез, а також відновлення тривалентного заліза та чотиривалентного марганцю. Результати експериментів проведених в польових умовах підтверджують, що окислення вуглеводнів пов'язане з відновленням мангану і заліза. Ці результати показують, що біодеградація є основним процесом, який понижує концентрації розчинених органічних сполук в підземних водах. Дисперсія і сорбція також мають важливе значення, проте домінуючою є саме біодеградація.

Вченими [105] проведено дослідження біодеструкції нафтопродуктів у процесі очищення забруднених ґрунтів. Легкі ароматичні сполуки вважаються найбільш токсичними компонентами і продукти переробки нафти, як правило

більш токсичні, ніж сира нафта, через те що вони містять більш високу концентрацію розчинних ароматичних вуглеводнів. В загальному по мірі зростання молекулярної маси вуглеводнів зростає в'язкість, при цьому леткість, розчинність у воді та здатність до біодеградації зменшується. Таким чином більш важкі і менш леткі вуглеводневі фракції в навколишньому середовищі зберігаються довше. Коли нафтові вуглеводні піддаються впливу навколишнього середовища вони змінюють поєднання фізичних, хімічних і біологічних процесів, включаючи випаровування, розчинність, емульгування, фотохімічне окислення і мікробну деградацію. Швидкість змін залежить від складу нафтопродуктів і параметрів навколишнього середовища (наприклад швидкості вітру, температури, сонячного випромінювання). Як правило більш леткі вуглеводні випаровуються із свіжорозливої нафти протягом декількох днів перш за все шляхом випаровування і розчинення. Ця летка фракція складає 20-50 % від обсягу нафти і 75 % від обсягу нафтового пального. Інші нелеткі компоненти піддаються біодеградації мікроорганізмами (бактеріями і дріжджовими грибами). Нормальні аклани є нафти в діапазоні  $C_{10}$ - $C_{22}$  легко біодеградують за допомогою мікробного субстрату, у той час, як алкани фракції більше  $C_{22}$  (гудрони і смоли) майже не піддаються біорозкладанню.

У роботі [106] описано особливості впливу розчинених у пластовій воді солей на різні типи ґрунтів, а також їх розсолення шляхом витіснення катіонів натрію із ґрунтово-поглинального комплексу. Ґрунти включають фракції піску, намулу, гумусу і глини. Пісок і намул це кремністі сполуки і вони є відносно неактивними з точки зору іонного обміну. Гумус і глини є високоактивними, вони негативно заряджені у водному середовищі. Відповідно вони легко притягують і утримують позитивно заряджені іони. В ґрунтах основними катіонами солей є  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  и  $Mg^{2+}$ . З іншого боку аніонами є  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HCO_3^-$  і  $CO_3^{2-}$ . Присутність катіону натрію вважається найбільш шкідливим, оскільки саме цей іон негативно впливає на рослинність. Іон  $Na^+$  слабо адсорбується і є неефективним для нейтралізації негативно-заряджених частинок, порушує структуру ґрунту, знижує його проникність. Всі ці наслідки відповідно



негативно впливають на проростання насіння і загальний ріст рослин. Після потрапляння пластових вод на ґрунт катіони  $\text{Na}^+$ , які присутні у переважній більшості витісняють інші катіони, зокрема такі як кальцій, магній і калій. Адсорбція іонів натрію призводить до диспергації частинок глини, наслідком чого погіршуються дренажні характеристики ґрунтів. У той час, як іони натрію сорбуються глинистими частками, іони хлору продовжують залишатися у розчині. В подальшому зрошення ґрунту прісною водою чи опадами, як правило, призводить до переміщення натрій та хлорид іонів до більш глибоких горизонтів. Проте внаслідок описаних вище процесів проникність ґрунтів значно погіршується. Це призводить до накопичення води на поверхні ґрунту. Екологічна практика має дуже обмежений досвід у відновленні засолених ділянок. Це можна пояснити відсутністю розуміння ґрунтово-сольових процесів, а також хімреагентів спеціально призначених для прискорення процесів розсолення. Подібно до сільського господарства нафтогазова промисловість зазвичай використовує гіпс для відновлення ґрунтів, які зазнали впливу катіону натрію, проте ефективність такого заходу є дуже обмеженою. Хоча гіпс є джерелом кальцію для ґрунту, проте його розчинність дуже низька, тому кальцій є важкодоступним для ґрунту. Відповідно процес відновлення триває дуже повільно. Тим більше такі процеси є повільними в посушливих районах. Крім того використовували хлорид і нітрат кальцію. В обох випадках речовини розчинні у воді і іони кальцію є легкодоступними. Проте у випадку використання нітрату кальцію різко зростає вміст власне нітратів, що є недопустимим з точки зору охорони довкілля.

Відповідно до результатів досліджень [107] небезпека для забрудненого нафтою ґрунту полягає у наступному:

- через низьку густину, більш високу в'язкість і низьку емульгуючу здатність нафти легко поглинається поверхневими ґрунтами, впливаючи на проникність і пористість ґрунту ;
- нафта збагачена вуглецем і невеликою кількістю сполук азоту тому вона може змінювати склад і структуру органічної речовини ґрунту, а також

впливати на співвідношення вміст вуглецю/вміст азоту та вміст вуглецю/вміст фосфору, солоність, рН, ЕН, провідність ґрунту;

- вміст важких металів у ґрунті (нікель і ванадій), а також високі концентрації солей у супутньо-пластовій воді також можуть забруднювати ґрунтове середовище;
- вуглеводневе забруднення може змінювати мікробну популяцію, склад її структури і систему ферментів у ґрунті;
- вуглеводневе забруднення може перешкоджати нормальному росту сільськогосподарських культур. Складові речовини нафти можуть вступати в реакції з неорганічним азотом і фосфором, обмежуючи нітрифікацію і видалення фосфорної кислоти;
- поліциклічні ароматичні вуглеводні нафти мають мутагенні, тератогенні і інші токсичні ефекти. Ці вуглеводні можуть проникати в тіла людей і тварин через дихальні органи, шкіру, органи травлення, погіршуючи при цьому нормальну функцію печінки і нирок, тим самим викликаючи серйозну загрозу для здоров'я людини;
- забруднюючі речовини нафти в ґрунтах не тільки впливають на ґрунт, але і атмосферу, водне середовище. До атмосфери вуглеводні потрапляють шляхом випаровування, до водних об'єктів шляхом стоку, до підземних вод завдяки осмосу.

У роботі [108] проведено дослідження впливу солей на властивості ґрунтів. Ґрунти, які піддавались впливові солей характеризуються підвищеним вмістом натрій-іону в ґрунтовому розчині та його участі у процесах катіонного обміну. Вплив засоленості ґрунту на урожайність обумовлено двома факторами:

- збільшенням осмотичного тиску і, тим самим, зменшенням обсягу води для рослин;
- специфічним впливом деяких елементів, у випадку перевищення їх критичних концентрацій у ґрунті;

Підвищені концентрації іону натрію викликає структурні зміни в ґрунті, які створюються фізичними процесами, такими як розщеплення, набухання і

дисперсія глини. Такі проблеми впливають на рух води та повітря, здатність рослин утримувати воду, проростання коренів, стікання води, ерозію, тощо.

У статті [109] вказується, що видобування нафти супроводжується негативним впливом на довкілля. Пластові води, які видобуваються разом з нафтою є одним із чинників, які можуть нанести шкоду навколишньому середовищу. Обсяги утворення пластових вод складають близько 70 % від обсягів всіх стічних вод, які утворюються під час видобування нафти. У багатьох випадках об'єми цих вод у 7-10 разів більші, ніж власне видобуток нафти. Пластові води відрізняються своїми характеристиками від звичайних вод за вмістом органічних та неорганічних речовин, зокрема солей та нафтових вуглеводнів, які можуть бути токсичними для навколишнього середовища. Властивості пластової води змінюються у різних свердловинах.

Пластова вода є відходами виробництва під час видобування та розвідки нафти і газу [110]. При цьому її об'єм є найбільшим серед усіх видів відходів. За період розробки родовища обсяг пластових вод може в десятки разів перевищувати об'єми видобутих вуглеводнів. На пізній стадії розробки часто об'єм пластової води може складати до 98 % видобутої рідини. Із зазначеними обсягами видобутої рідини її утилізація стає проблемою як для підприємства-оператора, так і для навколишнього середовища. Основними забруднюючими речовинами, що містяться в пластових водах є: нафта, важкі метали, радіонукліди, реагенти оброблення рідини, розчинені солі. Радіонукліди, виявлені у нафтових родовищах часто називають природним радіоактивним матеріалом або NORM [110, 194]. Джерелом радіоактивності є радіоактивні іони, зокрема радій, які осаджуються з пластової води разом з іншими частинками. Найбільш поширеним є сульфат барію, хоча радій також був виявлений у сульфаті та карбонаті кальцію. Надмірна кількість перелічених речовин може спричинити до змін в екологічних системах. Вміст солей у пластовій воді може коливатися від низької до ступеня насичення в залежності від геологічних умов і ступеня процесу. При цьому автори [110] зазначають, що при скиді в океан

відбувається достатньо швидке розчинення солей навіть від концентрації 200000 мг/дм<sup>3</sup> до 35000 мг/дм<sup>3</sup>, які характерні для океану.

У роботі [111] показані дослідження впливу пластових вод на довкілля в басейні Вілістона. Цей регіон характеризується наявністю великої кількості озер. Природня засоленість багатьох із цих озер змінюється сезонно через випаровування, у той же час багато з цих озер є багаторічно засоленими через особливості балансу між випаровуванням і поповненням води. Вода у природньо засолених озерах відноситься до сульфатно-натрієвого типу, тоді як пластова вода відноситься до хлоридно-натрієвого типу. Авторами запропоновано використання іонів стронцію в якості індикаторів забруднення пластовими водами.

Вичерпні дослідження стосовно властивостей, менеджменту та потенційного впливу на довкілля пластових вод наведені в [112]. Вчені зазначають, що пластова вода контактувала з вуглеводневміщуючими формаціями протягом багатьох століть і, як результат, містить декілька хімічних характеристик пласта і власне вуглеводнів. Видобута на поверхню вода може включати воду з пласта, воду, яка закачується у пласт та будь які хімічні добавки, які додаються в процесі виробництва і оброблення рідини. Зокрема такими речовинами можуть бути:

- солі («стара» вода, яка знаходиться в пласті може бути сильно засолена в залежності від геологічних умов);
- нафту;
- інші природні неорганічні і органічні сполуки;
- хімічні речовини, що використовуються під час буріння та експлуатації свердловин;
- природні радіоактивні речовини (NORM)

Пластова вода утворюється під час видобування традиційних та нетрадиційних енергоресурсів таких як нафтові сланці, газові сланці, метан із вугільних пластів. Обсяг видобутої води а також її фізико-хімічні властивості сильно варіюють в залежності від виду продукції та геологічних умов.

Пластова вода вважається побічним продуктом видобування нафти і газу і найбільш часто розглядається як відходи, які необхідно видалити, а не використати повторно. Це найбільший потік відходів пов'язаний із видобутком нафти і газу. За даними національної лабораторії енергетичних технологій у Сполучених Штатах щорічно видобувається близько 21 мільярда барелів пластових вод (включаючи видобування на суші і на морі). В середньому на один барель видобутої нафти припадає 7-10 барелів води. Одним із способів утилізації таких вод є їх закачування до підземних водоносних горизонтів із якістю води, яка не відповідає питній через спеціальні свердловини (так звані свердловини класу II). У той же час в США потенційно питними водами вважаються води із загальною мінералізацією не більше 10000 мг/дм<sup>3</sup>. У зв'язку з вищенаведеним в Каліфорнії агентством із захисту навколишнього середовища була заборонена експлуатація кількох свердловин класу II. За різними даними вартість утилізації пластової води складає від 0,01 до 100 доларів за барель [112]. При цьому вартість утилізації вод шляхом підтримки пластового тиску, який найбільш поширений в Україні, є одним із найдешевших і складає 0,05-1,25 доларів за барель, а вартість повернення вод до інших водоносних горизонтів – 0,05-2,65 доларів за барель. При вартості утилізації вод 0,01 долара за барель на один барель нафти припадатиме 0,07 доларів витрат на утилізацію вод, а при вартості наприклад 4 долари ця сума складе уже 28 доларів. Такі витрати є суттєвими навіть при вартості 100 доларів за барель нафти, при цьому на початку 2016 року ціна на нафту складала 40 доларів за барель. Автори [112] звертають також увагу на зростання обсягів пластових вод із збільшенням терміну експлуатації родовища. Потенційною компенсацією на відшкодування витрат пов'язаних із утилізацією пластових вод можуть бути кошти вилучені за продаж очищених вод, проте це можливе лише у посушливих районах. Для умов України реалізація такого сценарію практично не можлива, тому переважна більшість пластових вод і надалі утилізуватиметься шляхом закачування до підземних горизонтів, що пов'язано із значними ризиками для компонентів довкілля.

У більшості випадків найбільш ефективним з точки зору витрат методом є повернення солених вод до глибоких підземних засолених водоносних горизонтів на місці видобування солених вод [113]. Як альтернатива видобута вода може транспортуватись трубопроводом чи автоцистерною в іншу зону для повторного закачування до відносно глибокого, виснаженого продуктивного горизонту, при цьому вода, що міститься в ньому не придатна до очищення і використання. Свердловини для закачування вод переважно є відпрацьованими свердловинами на нафту і газ. Солоність ґрунтових вод, як правило, зростає із зростанням глибини знаходження водоносного горизонту. Градієнти зростання сильно відрізняються. Зростання мінералізації обумовлюється наявністю іонів натрію і хлору. У 2010 році видобуток соленої води в США складав близько 48,3 мільярдів галонів на добу, що складає близько 14 відсотків від всієї води, яка використовується. При цьому 93,8 % таких вод припадало на нафтову промисловість. Засолені води із мінералізацією більше 5 000 мг/дм<sup>3</sup> переважають з глибини 1500 м [113].

Національна асоціація ґрунтових вод Сполучених Штатів Америки класифікує трохи солону воду, мінералізація якої складає 1000 мг/дм<sup>3</sup> – 3000 мг/дм<sup>3</sup>, помірно солону – 3000 мг/дм<sup>3</sup> – 10000 мг/дм<sup>3</sup>, високо солону 10000-35000 мг/дм<sup>3</sup>. Авторами праці [114] однією з причин забруднення підземних вод розглядається закачування рідин та газів до підземних водоносних горизонтів, в тому числі пластових вод для підтримки пластового тиску у нафтовій і газовій промисловості, стічних вод, захоронення вуглекислого газу. Першочергово тиск поширюватиметься горизонтально, проте при надмірній його величині через проникні вертикальні шляхи такі як закинуті свердловини або вертикальні розломи може відбуватись міграція рідин, під тиском, що перевищує гравітаційні сили. Вертикальна міграція пластових вод швидше за все спричинить до забруднення підземних ресурсів питних вод. Помірно солонувата вода (до 7000 мг/дм<sup>3</sup>) для опріснення вимагає 1,3 кВт/м<sup>3</sup> енергії, у той же час опріснення морської води 2,6-3,7 кВт електроенергії. Очищення незначно солених підземних вод неглибоких горизонтів може бути економічно виправдане, у той

час як для більш глибоких горизонтів можуть бути додаткові витрати пов'язаних із наявністю антропогенних забруднюючих речовин. Глибина нафтогазових свердловин в досліджуваному районі сягає 8696 м, при цьому багато свердловин проходять через різні утворення. Проблеми цілісності обсадних колон виникають у багатьох свердловинах і ці проблеми пов'язані із витокami рідини. Деякі з існуючих свердловин можуть бути потенційними шляхами міграції і з'єднувати більш глибокі підземні водоносні горизонти із менш глибокими прісними водоносними горизонтами.

В роботі [115] стверджується, що на рівні проектування потенційні наслідки видобування, як правило оцінюються за допомогою певного формального процесу, який називається оцінкою впливу на довкілля. Ця процедура як правило передбачає ідентифікацію, прогнозування, оцінку та пом'якшення наслідків впливу до початку проекту. Ключовими стандартними компонентами ОВНС є:

- опис діяльності, включаючи інформацію про масштаби, місце розташування та тривалість проекту;
- базовий опис компонентів навколишнього середовища;
- опис потенційного впливу на довкілля;
- запропоноване зменшення впливу та виявлені проблеми під час проведення оцінки впливу.

В нафтогазових проектах рекомендується дотримуватись ієрархії пом'якшення впливу: запобігти, мінімізувати, відновити, компенсувати. Стратегії управління навколишнім середовищем, особливо ті, які дозволяють запобігти і мінімізувати екологічні наслідки проектів, встановлюються у процесі оцінки впливу на довкілля і можуть стати умовами експлуатації. В результаті цей елемент процедури оцінки впливу є особливо важливим для превентивного запобігання серйозних впливів на довкілля.

Надійність прогнозів оцінки впливу на довкілля у багатьох випадках залежить від якості існуючих екологічних даних (наприклад просторового і часового охоплення, показників природних змін, видів фауни і т.д.), а також

емпіричних даних чи модельних прогнозів того як екологічні функції реагують на антропогенний вплив. Незважаючи на це, навіть у найбільш сприятливих для планованої діяльності районах, процедура оцінки впливу на довкілля може вимагати додаткових нових досліджень.

Перевірка адекватності прогнозів оцінки впливу на довкілля, а також ефективності впроваджених пом'якшуючих заходів разом із добре продуманим і послідовним моніторингом навколишнього середовища є важливим наступним етапом. Як правило підхід до моніторингових досліджень за принципом: контроль до і після впливу є правильним, оскільки це дозволяє визначити випадкові впливи на додачу до наслідків, які очікуються від типових операцій. Проте це часто вважається другорядним і по відношенню до власне оцінки впливу на довкілля і більшість юрисдикцій мають мінімальні вимоги до програм моніторингу. Зокрема вимоги щодо довгострокового моніторингу часто не ставляться. При цьому слід зазначити, що моніторинги слід проводити також після завершення діяльності і під час пуско-налагоджувальних робіт. До прикладу у Норвегії такий моніторинг вимагається із трьохрічними інтервалами на етапі виробництва і після зупинки виробництва.

Більше 95 % пластових вод у США закачуються у свердловини другого класу [116]. Хоча цей метод вважається найбільш економічним і оптимальним для цих стічних вод проте він є найбільш пов'язаним із потенційним забрудненням довкілля. Склад пластових вод формується за рахунок розчинених солей, вуглеводнів, природного радіоактивного матеріалу, металів та інших елементів. При цьому мінералізація води вважається найбільшою проблемою при обробленні і повторному використанні пластових вод [116].

Розливи нафти можуть мати значні довгострокові і короткострокові наслідки, які зумовлені фізичними ефектами нафти і хімічною токсичністю [117].

Механізми цих впливів полягають у:

- порушенні співвідношення між рослинами та доступною водою;
- прямому впливі на метаболізм рослин;
- токсичному враженні живих клітин;



- зниження обміну між атмосферою і ґрунтом.

Якщо листя рослин вкривається розлитими нафтопродуктами блокується їх поверхня, дифузія кисню до коренів зменшується, що призводить до зниження росту рослин. Крім того, поверхня ґрунту, що вкрита нафтою перешкоджає потаплянню кисню і створює більш анаеробні умови і обмежує доступ кисню. Крім того, розлита нафта порушує температурний режим і зменшує фотосинтез. Для повного відновлення компонентів довілля від розливу нафти може знадобитися близько трьох років.

Іранськими вченими доведено, що нафта та нафтопродукти у випадку потрапляння до навколишнього середовища можуть викликати серйозні забруднення [118]. Забруднення ґрунтів нафтопродуктами призводить до дефіциту води та кисню, а також обмежує доступних форм азоту та фосфору. Наявність нафтопродуктів у ґрунті робить його непридатним для росту рослин, а також може спричинити до забруднення підземних вод. Тривалий вплив високих концентрацій нафти на людину може спричинити до розвитку захворювань печінки або нирок, пошкодження кісткового мозку і підвищеного ризику розвитку раку. Загальні нафтові вуглеводні класифікуються за фракціями. Фракція 1 –  $C_6-C_{10}$  і Фракція 2 –  $C_{10}-C_{16}$  є леткими, у той час, як фракція 3 і фракція 4 є гідрофобними. Сполуки фракцій 3 та 4 можуть бути дуже токсичними через їх мутагенність та канцерогенність. Загальні нафтові вуглеводні є однією з найпоширеніших груп стійких органічних забруднювачів.

Китайськими вченими проведено дослідження процесів біоремедіації забруднених нафтопродуктами ґрунтів [119]. Мікроорганізми відіграють ключову роль під час біотрансформації складних сумішей забруднюючих речовин під час біоремедіації ґрунту. Існує два основних підходи до біологічного очищення ґрунтів - біоогнезація (додавання бактерій, що розкладають нафту) та біостимуляція – стимуляція росту корінних бактерій шляхом додавання поживних речовин або інших стимуляторів, що сприяють їх росту. Дослідження показали, що рослини володіють здатністю детоксифікувати деякі ксенобіотики в ґрунті прямим поглинанням забруднюючих речовин, а потім наступною

трансформацією транспортуванням і накопиченням продукту. Що стосується забрудненого сировою нафтою ґрунту, то структура ґрунту та фізико-хімічні та біологічні особливості, наприклад вміст органічної речовини, насипна густина, пористість, проникність, дихання ґрунту та процес перенесення матеріалу можуть бути змінені високою гідрофобністю вуглеводнів. Крім того, забруднення ґрунту сировою нафтою часто супроводжуються їх засоленням. Засолення ґрунтів має великий гальмівний вплив на біодеградацію нафтових вуглеводнів.

Пластова вода є значним джерелом забруднення, пов'язаного з нафтовою діяльністю, оскільки вона вміщує забруднюючі речовини, в тому числі вуглеводні, потенційно небезпечні метали, токсичні елементи і хімічні домішки [120]. Серед найбільш і токсичних видів речовин, які присутні у пластовій воді є ароматичні вуглеводні, такі, як бензол, толуол, етилбензол, ізомери ксилолу і феноли. Видалити ці сполуки із води надзвичайно складно і, як наслідок їх токсичності, пряме біологічне оброблення не може бути застосоване. В якості оптимального способу очищення пластових вод вченими запропоновано фільтрацію і флотацію.

Вуглеводнева форма — більше 90 % сирової нафти згрупована у відповідності до їх хімічних структур, таких як прямі, розгалужені і циклічні алкани та ароматичні сполуки [121]. Не вуглеводневі компоненти нафти включають кисень, азот, сірку і окремі сполуки металів вилит сирової нафти на водну поверхню розповсюджується широкою областю, створюючи при цьому пляму нафти на воді. Одночасно нафта починає піддаватися різноманітним фізичним, хімічним і біологічним змінам, включаючи випаровування летких фракцій, розчинення водорозчинних фракцій, фотохімічне окислення, емульгування, мікробну деградацію, седиментацію. Водорозчинна фракція нафти містить 20 компонентів ароматичних сполук в діапазоні від бензолу до диметилфенопрену і 14 сполук насичених вуглеводнів від  $C_{14}$  до парафінів.

В роботі [122] проведено дослідження ефективності різних сорбентів для видалення розчинених ароматичних вуглеводнів із води, а також впливу на

ефективність очищення солоності, диспергованих нафтопродуктів, а також комбінованого поєднання різних методів очищення. Вченими встановлено, що застосування активованого вугілля є кращим для сорбування фенолу і нафталіну у всіх видах води. Солоність знижує здатність сорбувати розчинені ароматичні речовини органічною, ймовірно через агрегацію та подальше видалення із води, але при цьому солоність не впливала на адсорбцію фенолу і нафталіну активованим вугіллем і органічною на ароматичній основі. Диспергована нафта зменшувала адсорбційну здатність активованого вугілля як для фенолу так і для нафталіну і зменшувало адсорбцію органічною на ароматичній основі фенолів, але не впливала на адсорбцію нафталіну жодною із органічних. Адсорбція активованим вугіллем фенолу із суміші двох розчинених речовин (фенолу і нафталіну) була значно нижчою за адсорбцію фенолу з чистого розчину без домішок, що вказує на конкуренцію між фенолом і нафталіном за площину сорбції. Аналогічно відбувалась сорбція під час застосування органічних.

Всі перелічені дослідження несуть цінну інформацію щодо впливу на компоненти довкілля об'єктів нафтогазової промисловості. Аналіз літературних даних вказує на те, що розроблення нафтогазових родовищ включає значну кількість екологічно-небезпечних ризиків, що можуть виникати як внаслідок виникнення аварійних ситуацій, так і в процесі здійснення планових технологічних операцій. При цьому дослідженням вугледневого забруднення присвячена переважна більшість наукових праць, у той час як сольове забруднення вод компонентів довкілля досліджене порівняно мало. На даний час реальні екологічні наслідки та екологічна ситуація в районі розташування об'єктів нафтогазової галузі в Україні досліджена не достатньо. Крім того, кожен об'єкт потенційного впливу може мати свої особливості та по-різному впливати на довкілля в різних умовах. У зв'язку з цим постає актуальне завдання дослідження особливостей впливу на компоненти довкілля об'єктів нафтогазового комплексу під час та після закінчення їх експлуатації.

## 1.2 Ідентифікація чинників впливу нафтогазовидобувного комплексу на довкілля

Нафтовидобування в Україні має дуже давню історію і бере свій початок із середини ХІХ століття. Нафта протягом майже двох століть була чи не основним джерелом доходів населення західної України. Нафтові поклади виявляли переважно в місцях природних витоків нафти на денну поверхню. Видобуток нафти вівся з допомогою так званих шурфів-копанок, окремі з яких сягали глибиною навіть до 100 м. На зміну такому способу видобування нафти прийшли перші свердловини, які бурились ударно-канатним способом. Шурфи-копанки були закинуті, а суть їх ліквідації зводилась до того, що устя накривалось дерев'яними дошками та засипалось глиною. Процес спорудження шурфів-копанок був не контрольований і вівся хаотично, обліку таких копанок ніхто не вів. У перших свердловинах, що були пробурені на промислах Прикарпаття затрубний простір не цементувався. Дуже часто свердловини розкривали поклади з високими пластовими тисками, що спричиняло до виникнення нафтових фонтанів та пожеж, які не могли ліквідувати інколи протягом кількох місяців. Тисячі тон нафти викидались на ґрунти та в природні води, мільйони метрів кубічних газу та продуктів горіння пластових флюїдів потрапляли в атмосферу. Як наслідок уже з тих часів видобування нафти супроводжувалося забрудненням довкілля. Екологічним аспектами значної уваги не надавали. При цьому наявність роботи та доходів сприяло поселенню людей прямо на території нафтових і газових родовищ – Бориславському, Битків-Бабченському, Долинському, Північно-Долинському, Богородчанському, Ріпнянському, Підляському та інших. В результаті на таких родовищах сформувались промислово-урбаністичні агломерації, існування яких є небезпечним через наявність негативних екологічних наслідків нераціонального видобування пластових флюїдів та порушення нормативів взаємного розташування промислових та житлових об'єктів. Яскравим прикладом такої ситуації може слугувати Бориславське нафтове родовище [123-126].

З часом процеси видобування нафти удосконалювались і нафтопромислова діяльність відбувалась в такій технологічній послідовності: будівництво пошукових, розвідувальних та експлуатаційних свердловин, видобування нафти і газу, транспортування та збір продукції свердловин у місцях її підготовки, підготовка нафти газу та конденсату та передача їх споживачу, утилізація пластових вод шляхом захоронення у підземні водоносні горизонти або в системах підтримки пластового тиску.

Екологічні аспекти кожного з перелічених технологічних процесів різні, тому розглянемо їх для кожного окремого елементу нафтовидобування.

Буріння свердловин передбачає вилучення земельної ділянки під будівництво свердловини. При цьому перед початком бурових робіт на ділянці, що відведена під спорудження свердловини, знімається родючий шар ґрунту, планується майданчик, розміщується бурове обладнання. В процесі буріння можливі такі основні впливи на довкілля: утворення відходів буріння, утворення бурових стічних вод, викиди в атмосферне повітря від роботи двигунів внутрішнього згорання приводу бурової установки та бурових насосів, дизельгенератора, котельні, резервуарів зберігання дизельного палива, тощо. До складу відходів буріння входять відпрацьований буровий розчин та вибурена порода. Буровий розчин являє собою складну колоїдну систему, до складу якої входять різного роду хімічні реагенти: поверхнево-активні речовини, нафта, пластова вода, луѓи, каустична сода, органічні кислоти та навіть солі важких металів. Після відпрацювання розчин видаляють до земляних амбарів (у випадку безамбарного буріння – металевих ємностей), де він зберігається до закінчення буріння. В залежності від глибини свердловини та складності геологічних умов тривалість процесу спорудження може тривати навіть до 4-5 років. Протягом цього часу земляні амбри (ємності) є потенційним джерелом забруднення ґрунтів та підземних водоносних горизонтів. Після закінчення бурових робіт від бурового розчину відділяють рідку фазу (бурові стічні води), а відходи буріння захороняють на місці або (у випадку безамбарного буріння) вивозять для захоронення у спеціальні шламкопичувачі чи на полігони твердих побутових

відходів. Бурові стічні води після очистки використовують повторно в процесі спорудження свердловин або скидають в потік пластової води для подальшого використання в системах підтримки пластового тиску.

У випадку дизельного буріння буровий майданчик характеризується значними обсягами викидів у атмосферу забруднюючих речовин та парникових газів. Зокрема в атмосферне повітря потрапляють продукти згорання палива дизелів приводу бурової установки, дизельгенератора та котельні — оксид вуглецю, вуглеводні, сірчистий ангідрид, оксид та діоксид азоту, бенз(а)пірен, тверді частинки (сажа), парникові гази (діоксид вуглецю, метан), що становлять основну частину викидів забруднюючих речовин бурового майданчика, а також продукти випаровування з ємностей зберігання палива та відходів - в основному це вуглеводні. У випадку електробуріння забруднення атмосферного повітря під час спорудження свердловин зводиться до мінімуму. Слід зазначити, що з точки зору тривалості впливу на довкілля вплив на атмосферне повітря є порівняно короткотривалим, у той же час наслідки забруднення підземних вод та ґрунтів можуть зберігатися протягом десятків років.

Таким чином основну небезпеку для навколишнього середовища під час спорудження свердловин становить утворення значних обсягів відходів буріння та бурових стічних вод, які в процесі зберігання можуть бути потенційними забруднювачами ґрунтового покриву та підземних вод, а також значні обсяги викидів в атмосферу при дизельному бурінні.

Другим етапом циклу нафтовидобування є власне видобуток нафти із свердловин з допомогою насосів газліфтним або фонтанним способом. У процесі видобування нафти і газу у навколишнє середовище можуть потрапляти пластові флюїди внаслідок негерметичності обладнання або виникнення різного роду аварійних ситуацій. Необхідно зазначити, що видобування пластових флюїдів постійно супроводжується виконанням різного роду технологічних операцій, які передбачають інтенсифікацію видобутку (соляно-кислотні обробки, гідророзрив пласта, тощо). Технологічні операції з інтенсифікації видобутку передбачають використання хімреагентів – кислот, лугів поверхнево-активних речовин, тощо,

що потенційно можуть становити небезпеку для довкілля. При цьому згадані вище речовини використовують у слабоконцентрованих формах.

Крім того, слід врахувати ще й той фактор, що гідророзрив пласта відбувається внаслідок нагнітання під великим тиском спеціальних розчинів в зону об'єкту гідророзриву, а це, в свою чергу, може спричинити до порушення герметичності цементажу затрубного простору свердловини. Поточний і капітальний ремонт свердловин передбачає підйом підземного обладнання, його очистку, ремонт або заміну. При неналежному виконанні таких операцій у ґрунти можуть потрапляти нафтопродукти, що накопичились на трубах. Продуктами очистки підземного обладнання є переважно смолисто-парафіністі відклади, які не піддаються подальшій переробці і видаляються до спеціально облаштованих шламонакопичувачів нафтогазовидобувних підприємств, де зберігаються протягом тривалого часу.

Транспортування продукції свердловин до пунктів збору і підготовки проводиться у переважній більшості випадків системою трубопроводів. На нашу думку саме система трубопроводів становить найбільш значну потенційну небезпеку для довкілля. Продукція нафтових свердловин являє собою суміш нестабільних нафти та високомінералізованої пластової води і у випадку розгерметизації трубопроводу відбувається одночасно сольове і нафтове забруднення вод і ґрунтів. Враховуючи те, що пластова вода є агресивним середовищем, корозія трубопроводів може відбуватися в десятки разів швидше ніж у інших середовищах. Розгерметизація трубопроводу може відбуватися і в результаті закупорювання труб відкладами солей. Дуже часто виникнення аварійних ситуацій на трубопроводах є результатом сукупної дії цих двох факторів. Нафтове та сольове забруднення ґрунтів можуть спричинити до порушення структури ґрунтів, загибелі ґрунтової мікрофлори і, таким чином, на тривалий час виводити земельні ділянки із системи сільськогосподарського користування. Процес відновлення ґрунтів в залежності від ступеня забруднення може тривати десятки років.

Крім того, транспортування газу трубопроводами супроводжується викидами у довкілля значних об'ємів продуктів згорання газу від роботи газоперекачувальних агрегатів [127].

Підготовка нафти газу та конденсату передбачає зберігання продукції свердловин у резервуарах, при цьому у довкілля через дихальні клапани виділяються вуглеводневі гази. Крім того, при нормальному проходженні технологічного процесу у повітря потрапляють продукти згорання газу з технологічного обладнання, що використовується для підготовки пластових флюїдів (котельні, підігрівачі, тощо). У випадку виникнення аварійних ситуацій чи проведення ремонтних робіт у повітря може викидатися значна кількість газу, що заповнює обладнання. Такий викид відбувається через спеціально облаштовані свічки або через факельні системи нафтовидобувних підприємств. У разі випуску газу через свічу у повітря потрапляють безпосередньо вуглеводневі гази, якщо ж газ викидається через факел – у повітря потрапляють продукти його згорання. В переважній більшості випадків через свічі проводиться випуск порівняно незначних об'ємів газу, а через факельні системи скидають великі об'єми.

Слід звернути увагу на те, що не всю продукцію свердловин вдається підготувати до кондиційних вимог – в результаті на підприємствах можуть утворюватися стійкі нафтові емульсії, які є відходами виробництва. Такі відходи містять воду, солі та нафтопродукти і видаляються для зберігання у шламонакопичувачі.

Шламонакопичувачі для зберігання відходів нафтогазової промисловості, у переважній більшості, являють собою відкриті земляні амбри із встановленими у них протифільтраційними екранами (глинисті, бетонні, з полімерних матеріалів, тощо). З точки зору впливу на довкілля шламонакопичувач є площинним джерелом викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря із порівняно значною площею випаровування нафтопродуктів. Щодо впливу на ґрунтовий покрив та підземні води то такий вплив можливий за умови низької якості протифільтраційного екрану, або його руйнування, а також в результаті



«переливів» вмісту шламонакопичувача через обвалування при недостатньому відведенні атмосферних опадів чи його переповненні. Слід звернути увагу на те, що більшість шламонакопичувачів на промислових об'єктах нафтогазовидобування експлуатуються десятки років без будь якого контролю якості протифільтраційного екрану, тому проблема забруднення підземних вод та ґрунтів в районі розташування такого роду об'єктів є дуже важливою.

Для підтримки пластового тиску на родовищі переважно використовують відділену від нафти пластову воду. У випадках, коли такої води недостатньо – облаштовують додаткові водозабори підземних або поверхневих вод. З метою запобігання закупорювання пор пласта вода після відділення від нафти проходить підготовку, суть якої полягає у відділенні завислих частинок та нафтопродуктів, які в подальшому видаляються до шламонакопичувачів зберігання нафтовмісних відходів. Після виходу з очисних споруд вода під високим тиском, аж до 10–22 МПа водопроводами подається до свердловин системи ППТ. У випадку виникнення аварійних ситуацій – поривів водоводів або порушення герметичності обсадних колон свердловин солоні води можуть потрапити до поверхневих вод, підземних водносних горизонтів, засолювати ґрунти. Враховуючи високі тиски нагнітання масштаби таких аварій є досить значним, а ліквідація сольового забруднення компонентів довкілля – складним тривалим процесом.

За результати проведеного аналізу нами ідентифікацію екологічних аспектів та ризиків основних технологічних процесів у нафтовій промисловості, яка представлена у таблиці 1.1 [128].

Ідентифікація проводилась шляхом виокремлення етапів розробки нафтогазових родовищ, після цього визначали основні технологічні процеси, які є найбільш характерними для даного етапу. Для кожного технологічного

## Ідентифікація екологічних аспектів та ризиків основних технологічних процесів у нафтогазовій галузі

№ з/п	Етап	Технологічний чи виробничий процес	Екологічний аспект (ЕА)	Ризики та об'єкти впливу ЕА	Оцінювання суттєвості ЕА: Ймовірність виникнення події (P) x Масштаб впливу у просторі (S) x Масштаб впливу у часі (T) ЕА = Загальна оцінка ризику $R=P \times S \times T$				Висновок стосовно величини ризиків (низький, середній, високий і дуже високий)
					(P)	(S)	(T)	Загальна оцінка ризиків $R=P \times S \times T$	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Польові геолого-геофізичні дослідження	<b>Загальна геологічна зйомка:</b> автомобільні та піші геологічні маршрути, розчищення місцевості, копання шурфів, оголення корінних порід, буріння картувальних свердловин, відбір взірців порід, побудова геологічних карт	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автомобільного транспорту Механічне порушення ґрунтів Копання шурфів Буріння картувальних свердловин	Забруднення атмосферного повітря	2	2	1	4	<b>Низький (2,50)</b>
				Порушення, ущільнення та забруднення ґрунтів	2	2	1	4	
				Забруднення поверхневих та підземних вод	1	1	1	1	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	1	1	1	
		<b>Геофізичні та геохімічні методи пошуків та розвідки:</b> Польові геохімічні та геофізичні дослідження	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автомобільного транспорту Механічне порушення ґрунтів Шумове навантаження Вібрація Електромагнітне випромінювання	Забруднення атмосферного повітря	2	2	1	4	<b>Низький (3,75)</b>
				Порушення, ущільнення та забруднення ґрунтів	2	2	1	4	
2	Буріння та облаштування свердловин	<b>Проведення інженерно-геологічних вишукувань:</b> буріння свердловин, відбір керну, проведення лабораторних досліджень взірців керну	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автомобільного транспорту Механічне порушення ґрунтів та геологічного середовища при бурінні вишукувальних свердловин	Забруднення атмосферного повітря	2	2	1	4	<b>Низький (3,25)</b>
				Порушення, ущільнення та забруднення ґрунтів	2	2	1	4	
				Забруднення поверхневих та підземних вод	1	2	2	4	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	1	1	1	
		<b>Підготовчі роботи «нульовий цикл»:</b> зняття і складування родючого ґрунту, копання амбарів, планування території, буріння та облаштування водної свердловини, монтаж і облаштування побутових та адміністративних вагончиків	Викиди в атмосферу продуктів згоряння палива від автотракторної техніки Механічне порушення ґрунтів та геологічного середовища. Змішування родючого ґрунту з мінеральним. Забур'яненість території карантинними бур'янами Буріння водної свердловини Пошкодження рослинного покриву майданчика. Вплив на тваринний світ.	Забруднення атмосферного повітря	4	2	2	16	<b>Низький (25,5)</b>
				Порушення, ущільнення та забруднення ґрунтів	5	5	2	50	
				Забруднення поверхневих та підземних вод	3	2	1	6	
				Вплив на біологічне різноманіття	5	3	2	30	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		<b>Вишкомонтажі та будівельні роботи:</b> будівництво підзних шляхів; гідроізоляція виробничих майданчиків; вишкомонтажні роботи (монтаж та демонтаж бурового обладнання)	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автотракторної техніки та зварювальних робіт; Механічне порушення (ущільнення) та забруднення ґрунтів; Утворення відходів будівництва	Забруднення атмосферного повітря	4	4	1	16	<b>Низький (13,25)</b>
				Порушення, ущільнення та забруднення ґрунтів	5	2	2	20	
				Забруднення поверхневих та підземних вод	5	3	1	15	
				Вплив на біологічне різноманіття	2	1	1	2	
		<b>Буріння нафтогазової свердловини:</b> буріння та промивка свердловини, очистка бурового розчину, випробовування свердловини в процесі буріння, відбір керну, проведення геофізичних досліджень, спуск та цементаж обсадних колон, перфорація та освоєння свердловини, аварійні ситуації	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від ДВЗ приводу бурової та дизельгенераторної станції і котельної, автотракторної техніки та зварювальних робіт, від дегазації бурового розчину, з приймальних ємностей, амбарів, ємностей з ПММ та хімреагентів, від факела про освоєнні свердловини. Викиди в атмосферу сипучих хімреагентів, глинопорошку Забір води з поверхневих водойм та підземних горизонтів. Шум та вібрація від роботи механізмів бурової Утворення відходів Проведення робіт з використанням ДВ Використання електрообладнання та геофізичні роботи;	Забруднення атмосферного повітря;	5	5	4	100	<b>Високий (72,5)</b>
				Забруднення ґрунтів	4	5	3	60	
				Забруднення поверхневих та підземних вод;	5	4	4	80	
				Вплив на біологічне різноманіття	5	5	2	50	
		<b>Облаштування свердловини:</b> чистка шахти, обв'язка гирла свердловини, будівництво шлейфу, облаштування факельного амбару, планування майданчику	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автотракторної техніки та зварювальних робіт; Механічне порушення (ущільнення) та забруднення ґрунтів; Утворення відходів	Забруднення атмосферного повітря	4	4	2	32	<b>Низький (23,00)</b>
				Забруднення поверхневих та підземних вод;	3	3	2	18	
				Забруднення ґрунтів	4	3	2	24	
				Вплив на біологічне різноманіття	3	3	2	18	
		<b>Рекультивация земель та нейтралізація і захоронення відходів буріння:</b> розбиття і прибирання залишків бутобетону, металобрухту; зняття забрудненого шару ґрунту і переміщення його в амбри; очистка бурових стічних вод в амбрах, відкачування та вивезення їх на інші об'єкти; внесення меліорантів (соломи, органічного добрива, цементу, фосфогіпсу тощо) нейтралізація та затвердіння відходів буріння; риття траншей для захоронення відходів буріння; витіснення мінеральним ґрунтом	Викиди в атмосферу продуктів згоряння від автотракторної техніки; Механічне порушення (ущільнення) та забруднення ґрунтів; Перемішування родючого ґрунту з мінеральним; Зниження родючості ґрунтів;	Забруднення атмосферного повітря;	2	2	1	4	<b>Середній (32,50)</b>
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	4	4	3	48	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		відходів буріння з амбарів в траншеї; ущільнення мінерального ґрунту в амбрах та траншеях; ліквідація (консервація) водної свердловини; проходження ралом на глибину до 0,5 м для видалення ймовірних залишків металобрухту на майданчику; пошарове нанесення родючого шару ґрунту; передача земельної ділянки землевласнику для проведення біологічної рекультивациі		Забруднення ґрунтів;  Вплив на біологічне різноманіття	5  2	4  3	3  3	60  18	
3	Видобування нафти і газу	<b>Введення в експлуатацію та експлуатація свердловин:</b> освоєння свердловини, вибір оптимального режиму експлуатації, експлуатація свердловин, повернення СПВ у підземні горизонти, інгібіторний та катодний захист трубопроводів та НКТ	Викиди в атмосферу метану та продуктів згоряння вуглеводнів на факелі; Скидання продуктів освоєння свердловини (промивальних рідин, супутньо-пластових вод та вуглеводнів) у факельний амбар; Витоки в результаті розгерметизації шлейфів свердловин та трубопроводів з СПВ Утворення нафтовмісних відходів; Аварійні ситуації	Забруднення атмосферного повітря;	5	4	2	40	<b>Середній (33,75)</b>
Забруднення ґрунтів;				2	5	2	20		
Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;				4	4	3	48		
Вплив на біологічне різноманіття				3	3	3	27		
<b>Інтенсифікація:</b> система підтримки пластового тиску, соляно-кислотні, термічні та інші обробки продуктивних горизонтів, гідророзриви пластів, додаткова перфорація, переведення експлуатації свердловин на інші горизонти аварійні ситуації		Викиди в атмосферу від автомобільної техніки, флоту для ГРП Викиди в атмосферу метану та продуктів згоряння вуглеводнів на факелі; Скидання продуктів освоєння свердловини (промивальних рідин, супутньо-пластових вод, продуктів реакції солянокислотних та інших обробок та вуглеводнів) у факельний амбар; Витоки в результаті розгерметизації системи НПП; Механічне пошкодження та забруднення ґрунтів Утворення нафтовмісних відходів; Утворення відходів пропанту Аварійні ситуації	Забруднення атмосферного повітря;	5	5	4	100	<b>Дуже високий (101,25)</b>	
			Забруднення ґрунтів;	5	4	5	100		
	Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;		5	5	5	125			
				Вплив на біологічне різноманіття	5	4	4	80	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		<b>Ремонт свердловин:</b> підземний та капітальний ремонт, зарізка бічних стовбурів свердловин, консервація свердловин, аварійні ситуації	Викиди в атмосферу від роботи верстату з ремонту свердловин, емностей з ПММ. Утворення відходів буріння при зарізці бічних стовбурів Депарафінація НКТ, Виведення з ладу НКТ; Забруднення НКТ парафіністими та мінеральними відкладеннями. Підвищення вмісту природних радіонуклідів в НКТ та обладнанні Шум, вібрація Аварійні ситуації	Забруднення атмосферного повітря; Забруднення ґрунтів; Забруднення поверхневих та ґрунтових вод; Вплив на біологічне різноманіття	5 4 3 3	4 3 2 2	2 2 2 2	<b>40</b> <b>24</b> <b>12</b> <b>12</b>	<b>Низький (22)</b>
4	Транспортування нафти, газу та сульфатно-пластових вод промисловими трубопроводами, попередня підготовка вуглеводневої сировини	<b>Транспортування продукції промисловими трубопроводами:</b> Будівництво трубопроводів; Експлуатація та обслуговування трубопроводів; Виведення з експлуатації та демонтаж трубопроводів, рекультація земель;	Викиди в атмосферу продуктів згорання палива від автотракторної техніки та зварювальних агрегатів Механічне порушення ґрунтів та геологічного середовища. Змішування родючого ґрунту з мінеральним. Викиди в атмосферу від лінійних джерел Витоки вуглеводнів та СПВ в результаті розгерметизації трубопроводів Механічне порушення ґрунтів та геологічного середовища. Утворення відходів Утворення матеріалів що містять природні радіонукліди	Забруднення атмосферного повітря; Забруднення ґрунтів; Забруднення поверхневих та ґрунтових вод; Вплив на біологічне різноманіття	4 4 4 4	4 5 5 5	2 5 5 5	<b>32</b> <b>100</b> <b>100</b> <b>100</b>	<b>Високий (83)</b>
		<b>Підготовка нафти та газу і газового конденсату:</b> будівництво установок з підготовки нафти і газу; експлуатація та ремонт установок з підготовки нафти і газу; виведення з експлуатації установок, демонтаж та рекультація земель	Викиди в атмосферу продуктів згорання палива від автотракторної техніки та зварювальних агрегатів, Викиди в атмосферу з дихальних та аварійних клапанів, фланцевих з'єднань тощо Механічне порушення ґрунтів Змішування родючого ґрунту з мінеральним. Утворення відходів Утворення матеріалів що містять природні радіонукліди	Забруднення атмосферного повітря; Забруднення ґрунтів; Забруднення поверхневих та ґрунтових вод; Вплив на біологічне різноманіття	5 3 3 2	4 5 5 3	4 4 4 3	<b>80</b> <b>60</b> <b>60</b> <b>18</b>	<b>Середній (54,5)</b>

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		<b>Зберігання нафти та газового конденсату в резервуарах, зберігання та підготовка супутньо-пластових вод до повернення в підземні горизонти:</b>	Викиди в атмосферу продуктів згоряння палива від автотракторної техніки та зварювальних агрегатів, Викиди в атмосферу з дихальних та аварійних клапанів, фланцевих з'єднань тощо Механічне порушення ґрунтів Змішування родючого ґрунту з мінеральним. Утворення відходів Утворення матеріалів що містять природні радіонукліди	Забруднення атмосферного повітря;	5	3	4	<b>60</b>	<b>Середній (55)</b>
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	3	5	4	<b>60</b>	
				Забруднення ґрунтів;	3	5	4	<b>60</b>	
				Вплив на біологічне різноманіття	2	5	4	<b>40</b>	
		<b>Налив, злив продукції в автоцистерни</b>	Викиди в атмосферу вуглеводнів; Розливи вуглеводнів Аварійні ситуації	Забруднення атмосферного повітря;	5	2	2	<b>20</b>	<b>Середній (16,5)</b>
				Забруднення ґрунтів;	2	4	3	<b>24</b>	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	2	3	3	<b>18</b>	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	2	2	<b>4</b>	
5	Транспортування вуглеводнів магістральними трубопроводами	<b>Будівництво та експлуатація магістральних трубопроводів.</b>	Викиди в атмосферу продуктів згоряння палива від автотракторної техніки, зварювальних агрегатів, нанесення антикорозійного покриття. Вирубка зелених насаджень Прокладання надводних і підводних переходів Механічне порушення ґрунтів. Утворення відходів	Забруднення атмосферного повітря;	5	3	4	<b>60</b>	<b>Середній (40,5)</b>
				Забруднення ґрунтів;	5	3	4	<b>60</b>	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	3	2	3	<b>18</b>	
				Вплив на біологічне різноманіття	4	2	3	<b>24</b>	
		<b>Робота нафтоперекачувальних агрегатів</b>	Викиди в атмосферу від технологічного обладнання Шум, вібрація від роботи двигунів та іншого обладнання Протікання вуглеводнів через розгерметизацію трубопроводів та обладнання	Забруднення атмосферного повітря;	5	4	3	<b>60</b>	<b>Високий (83,8)</b>
				Забруднення ґрунтів;	4	5	5	<b>100</b>	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	3	5	5	<b>75</b>	
				Вплив на біологічне різноманіття	4	5	5	<b>100</b>	
		<b>Робота компресорних станцій</b>	Викиди в атмосферу від компресорного та іншого технологічного обладнання Шум, вібрація від роботи компресорів, двигунів та іншого обладнання Витоки метану через розгерметизацію трубопроводів та обладнання	Забруднення атмосферного повітря;	5	5	5	<b>125</b>	<b>Середній (41,3)</b>
				Забруднення ґрунтів;	1	2	2	<b>4</b>	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	1	2	2	<b>4</b>	
				Вплив на біологічне різноманіття	2	4	4	<b>32</b>	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6	Зберігання нафти та газу	Зберігання нафти та інших рідких вуглеводнів в резервуарних парках	Викиди в атмосферу з дихальних клапанів резервуарів та/або з ущільнюючих прокладок плаваючих покрівель, понтонів Витоки вуглеводнів при пошкодженні резервуарів; Зачистка резервуарів від осадів; Гідропіскоструйна очистка резервуарів та обладнання від корозії; Фтористоводнева очистка (обробка) металоконструкцій; Антикорозійне покриття резервуарів та фарбування обладнання Утворення матеріалів що містять природні радіонукліди	Забруднення атмосферного повітря;	5	3	3	45	Середній (32)
				Забруднення ґрунтів;	3	5	3	45	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	2	5	2	20	
				Вплив на біологічне різноманіття	2	3	3	18	
7	Перероблення нафти і газу	Зберігання газу у газосховищах: транспортування газу, закачування у підземні горизонти, відбір газу з підземних горизонтів	Викиди в атмосферу від роботи компресорного та іншого технологічного обладнання; Витоки метану з технологічного обладнання, трубопроводів та свердловин газосховища; Міграція метану у довкілля з газосховища Шум, вібрація від роботи компресорів, двигунів та іншого обладнання	Забруднення атмосферного повітря;	5	3	3	45	Низький (13,5)
				Забруднення ґрунтів;	1	1	1	3	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	1	1	1	3	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	1	1	3	
8	Зберігання та реалізація вуглеводнів	Перероблення нафти та конденсату Перероблення газу	Викиди вуглеводнів в атмосферу з дихальних клапанів резервуарів та/або з ущільнюючих прокладок плаваючих покрівель, понтонів, при зливів наливів із залізничних та автомобільних цистерн Викиди в атмосферу від роботи технологічного обладнання Зачистка резервуарів; Утворення відходів;	Забруднення атмосферного повітря;	5	4	4	80	Високий (66,25)
				Забруднення ґрунтів;	4	5	4	80	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	3	5	4	60	
				Вплив на біологічне різноманіття	3	5	3	45	
8	Зберігання та реалізація вуглеводнів	Відпуск готової продукції на АЗС та АГНКС	Викиди вуглеводнів в атмосферу з дихальних клапанів резервуарів та/або з ущільнюючих прокладок, при зливів-наливів із автомобільних цистерн та при заправці автомобілів Викиди в атмосферу від роботи аварійної ДЕС Зачистка резервуарів; Утворення відходів;	Забруднення атмосферного повітря;	5	2	2	20	Низький (8,25)
				Забруднення ґрунтів;	2	2	2	8	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	1	2	2	4	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	1	1	1	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
9	Завершальна стадія розробки родовищ	Переведення експлуатаційних свердловин на інші горизонти або в спостережні чи нагнітальні: Консервація та ліквідація нафтогазових свердловин Демонтаж обладнання та інфраструктури Проведення робіт з рекультивациі землі	Загазованість території; Вибухонебезпечні концентрації вуглеводневих газів Неконтрольовані виходи пластових флюїдів на денну поверхню;	Забруднення атмосферного повітря;	5	5	5	125	Дуже високий (97,25)
				Забруднення ґрунтів;	4	4	4	64	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	5	4	5	100	
				Вплив на біологічне різноманіття	5	5	4	100	
10	Адміністративно-господарська діяльність тощо	Забезпечення адміністративно-господарської діяльності (загальна господарська діяльність, офісна діяльність, прибирання приміщень та територій, роздрібна торгівля, функціонування їдалень, котлопунктів, забезпечення матеріальними ресурсами, діяльність складів тощо)	Викиди в атмосферу продуктів горіння в котлах та інших нагрівальних приладах; Викиди в атмосферу від роботи пересувних джерел-автотракторної техніки; Використання енергоресурсів; Водоспоживання та водовідведення; Розгерметизація кондиціонерів, холодильників; Засмічення, забруднення земель; Утворення відходів;	Забруднення атмосферного повітря;	2	1	1	2	Низький (1,25)
				Забруднення ґрунтів;	1	1	1	1	
				Забруднення поверхневих та ґрунтових вод;	1	1	1	1	
				Вплив на біологічне різноманіття	1	1	1	1	



процесу були виділені екологічні аспекти, які, в свою чергу оцінювались з позиції впливу на:

- атмосферне повітря;
- ґрунти;
- поверхневі та підземні води;
- біорізноманіття.

Оцінювання суттєвості екологічних аспектів проводилось за трьома критеріями:

- ймовірність виникнення події;
- масштаб впливу у просторі;
- масштаб впливу у часі.

Критерії оцінювались експертами – екологами провідних нафтогазових підприємств за п'ятибальною шкалою, де 1 бал – найменший вплив, 5 – балів оцінка найсуттєвіший вплив. У таблицю 1.1 заносилась усереднена оцінка експертів (з точністю до цілих), за виключенням найменшого і найбільшого значень.

Загальна оцінка ризику для кожного з компонентів довкілля проводилась відповідно до міжнародних стандартів ISO 13000, ISO 14000 за формулою:

$$R = P \cdot S \cdot T \quad (1.1)$$

де  $P$  - ймовірність виникнення події, бал;

$S$  - масштаб впливу у просторі, бал;

$T$  – масштаб впливу у часі, бал.

Загальний висновок стосовно величини ризиків робився на основі усередненої оцінки для всіх компонентів довкілля згідно з класифікацією:

- усереднена оцінка від 1 до 31 балу - ризик низький;
- усереднена оцінка від 32 до 63 балів – ризик середній;
- усереднена оцінка від 64 до 94 балів – ризик високий;
- усереднена оцінка від 95 до 125 балів – ризик дуже високий.

Як видно з результатів досліджень найбільш небезпечними для довкілля є:

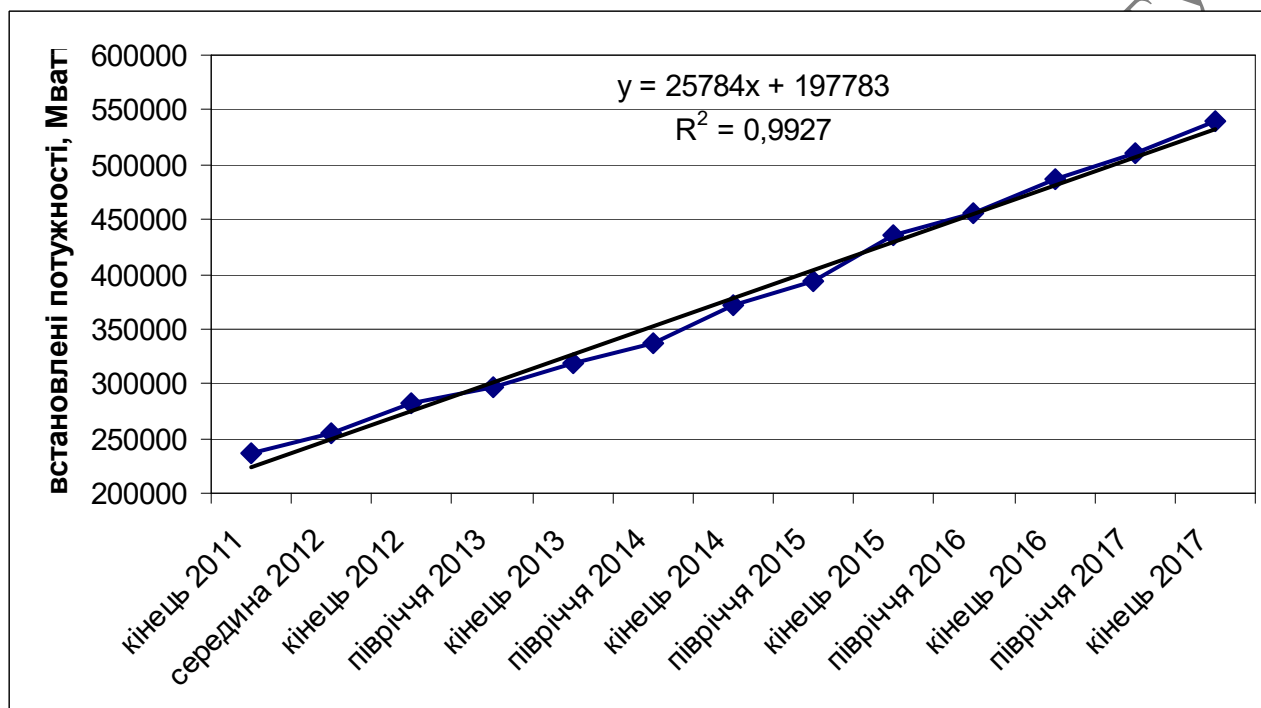
- завершальна стадія розробки родовищ;
- заходи з інтенсифікації видобування нафти і газу;
- транспортування продукції промисловими трубопроводами;
- перероблення продуктів видобутку.

При цьому завершальна стадія розробки в основному пов'язана з такими процесами, як загазованість території, неконтрольовані виходи пластових флюїдів на денну поверхню. Небезпека процесів інтенсифікації та транспортування продуктів видобутку пов'язана в основному із значними обсягами пластових вод, які використовуються в даних процесах, а у випадку потрапляння таких вод у довкілля суттєво погіршують якість його компонентів на тривалий час. Виходячи з цього, вирішення питань мінімізації екологічних наслідків потрапляння пластових вод у компоненти довкілля та мінімізації неконтрольованого виходу пластових флюїдів на денну поверхню на завершальній стадії розробки родовищ є актуальною проблемою нафтогазового комплексу.

### **1.3 Світові тенденції розвитку нафтової промисловості та екологічна безпека**

Світові тенденції розвитку промисловості свідчать про те, що фактор екологічної безпеки є одним з найважливіших аспектів. Прямим доказом цього є проведення "Конференції учасників рамкової конвенції ООН з питань зміни клімату", що відбулася в Парижі 29 листопада—12 грудня 2015 року, на якій було схвалено угоду щодо скорочення викидів парникових газів понад 200 країнами світу. Світова енергетика спрямована на якомога ширшу заміну горючих корисних копалин у промислових та побутових процесах на альтернативні, екологічно безпечні та практично невичерпні джерела енергії. При цьому розвиток технологій так званої "зеленої" енергетики останнім часом є дуже значним та прогресивним.

Однією із основних галузей відновлюваних джерел енергії є вітроенергетика. Світовий енергетичний потенціал вітру перевищує у 7 разів світове енергоспоживання. Як показує статистика за останнє десятиліття розвиток вітроенергостанцій набув значної динаміки. Загалом світова потужність вітроенергостанцій за даними [129] починаючи із кінця 2011 року за 5 років зросла практично у два рази і становила на кінець 2016 року 486661 Мватт.



**Рис. 1.1.** Динаміка розвитку потужностей вітроенергетики у світі, за даними [129]

При цьому найбільш динамічно вітроенергетика розвивається у провідних державах таких як США, Китай, Німеччина, Іспанія, Індія, Данія (таблиця 1.2). Зокрема у Китаї сумарна потужність вітроенергостанцій становить 124710 МВ, що становить 62% від сумарного обсягу електроенергії, що виробляється в Україні. У 2015 році в Данії змогли досягнути рівня 42 % забезпечення вітроенергією потреб свого внутрішнього енергетичного ринку [130].

Таблиця 1.2

Виробництво енергії у світі з допомогою вітрових електростанцій [129]

Країна	Виробництво електроенергії, Мватт (червень 2013 року)	Виробництво електроенергії, Мватт (грудень 2017 року)	Зростання, разів
Китай	80827	195730	2,42
США	59884	88775	1,48
Німеччина	32458	56190	1,73
Індія	19564	32879	1,68
Іспанія	22918	23026	1,00
Великобританія	9776	17852	1,83
Канада	6578	12239	1,86
Франція	7697	13760	1,79
Італія	8417	9700	1,15
Бразилія	2788	12763	4,58
Швеція	4271	6721	1,57
Данія	4578	5474	1,20
Португалія	4547	5316	1,17
Турція	2619	6981	2,67
Польща	2798	6534	2,34
Австрія	1684	2828	1,68

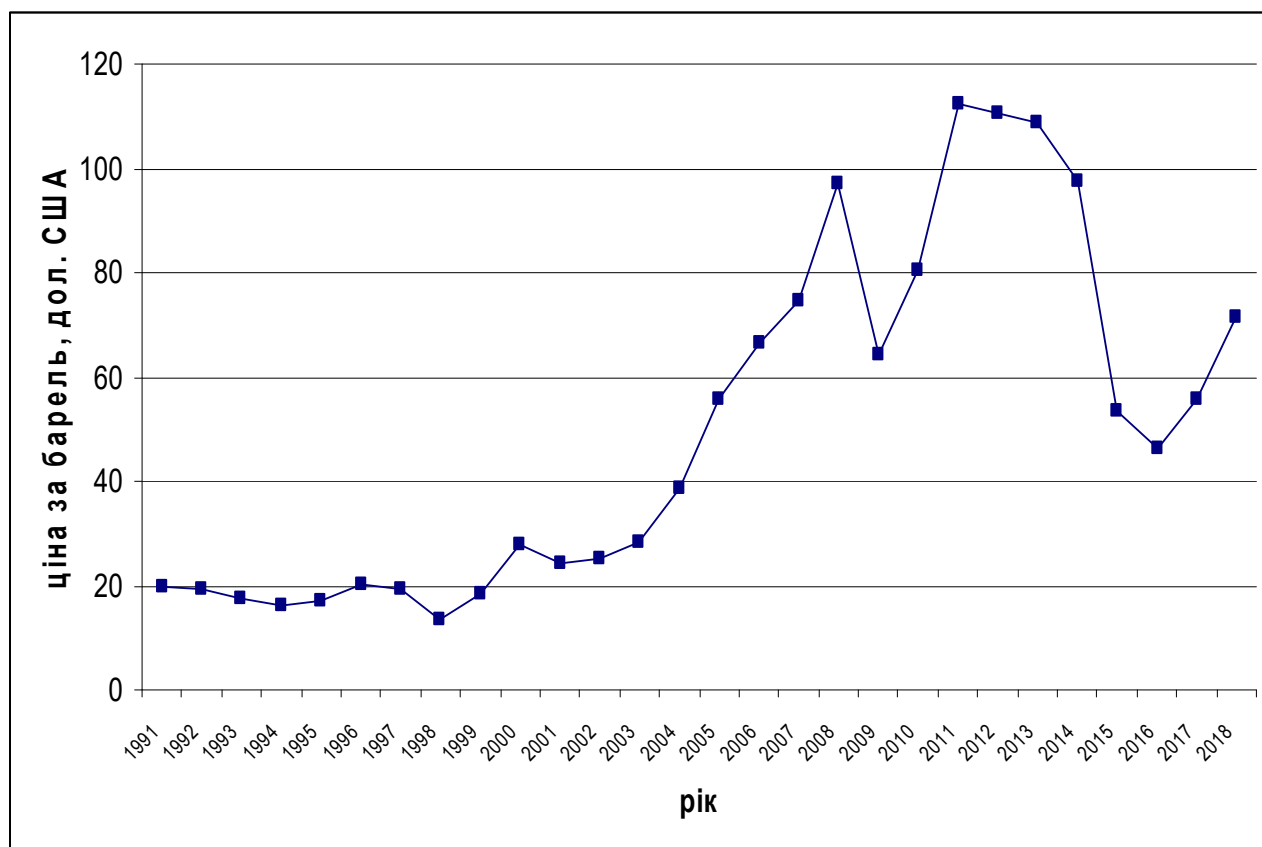
Світові потужності сонячної енергетики дещо менші, ніж потужності вітрових електростанцій, проте їх розвиток відбувається не менш динамічно. У таблиці 1.3 приведено обсяги виробництва електроенергії у країнах світу за допомогою енергії Сонця за даними [131].

Таблиця 1.3

Обсяги річного виробництва сонячної енергії країнами світу станом на 2018 рік

Країна	Виробництво електроенергії, Мватт
Німеччина	45400
Індія	32900
Китай	176100
Японія	56000
Італія	20100
США	62200
Франція	9000
Корея	7900
Великобританія	13000
Австралія	11300

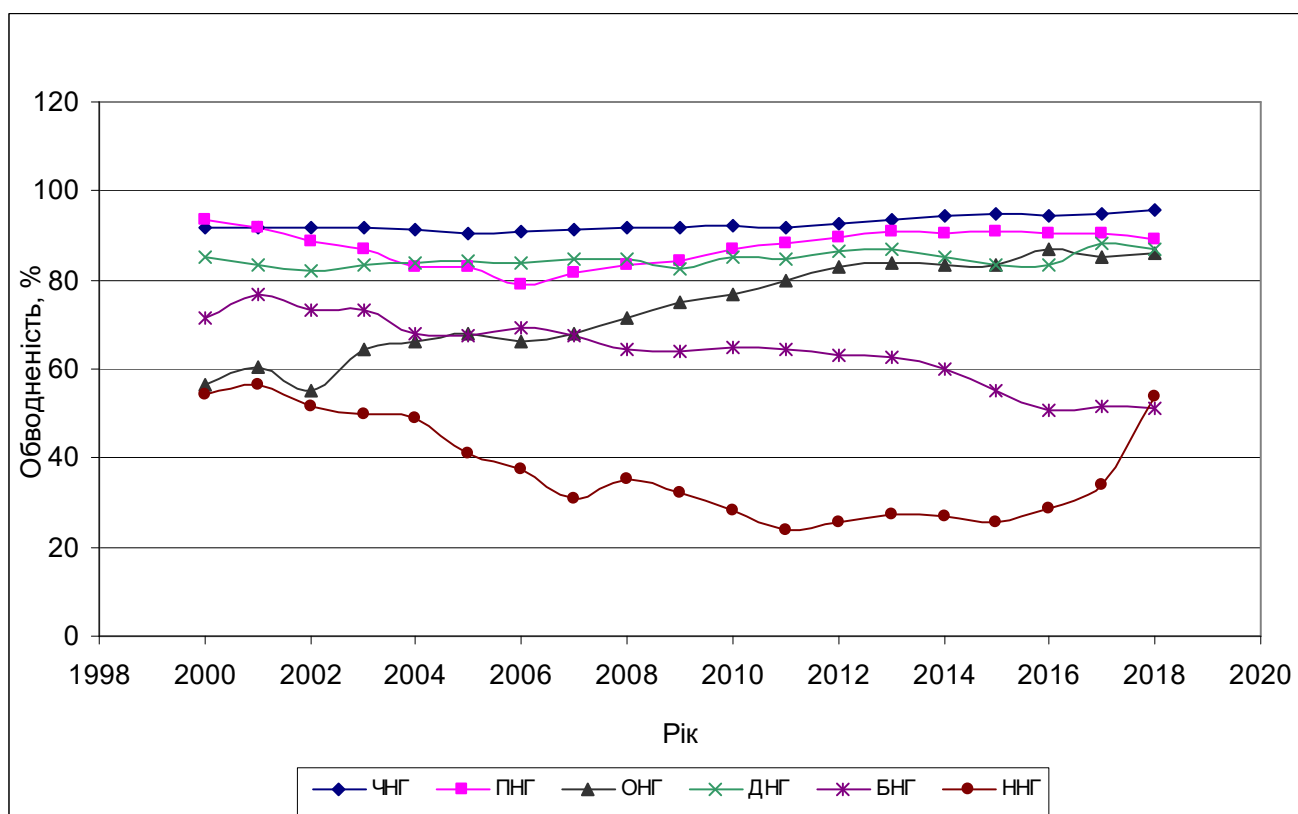
Неважко спрогнозувати, що в такій ситуації світовий попит на споживання традиційних енергоресурсів в найближчі десятиліття буде неухильно зменшуватися, як і ціна на такі енергоносії. Динаміка цін на нафту [132] наведена на рисунку 1.2.



**Рис. 1.2.** Середньорічні ціни на нафту в долларах США за барель [132]

Оскільки, на даний час, значна кількість нафтогазових родовищ світу перебуває на завершальній стадії розробки, яка характеризується постійним збільшенням відсоткового вмісту води у видобутій суміші, дебіт нафти та газу у свердловинах спадає. Зокрема, нами проаналізовано темпи обводнення продукції нафтових свердловин вітчизняних нафтовидобувних підприємств (рисунок 1.3).

Лише на окремих підприємствах обводненість продукції зменшувалася. Так, наприклад, зростання вмісту нафти у видобутій продукції НГВУ "Бориславнафтогаз" ПАТ «Укрнафта» обумовлено введенням в експлуатацію порівняно "нового" Верхньомасловецького родовища. Станом на 2018 рік відсоток вмісту води у рідині становив по НГВУ "Бориславнафтогаз" – 51,1 %.



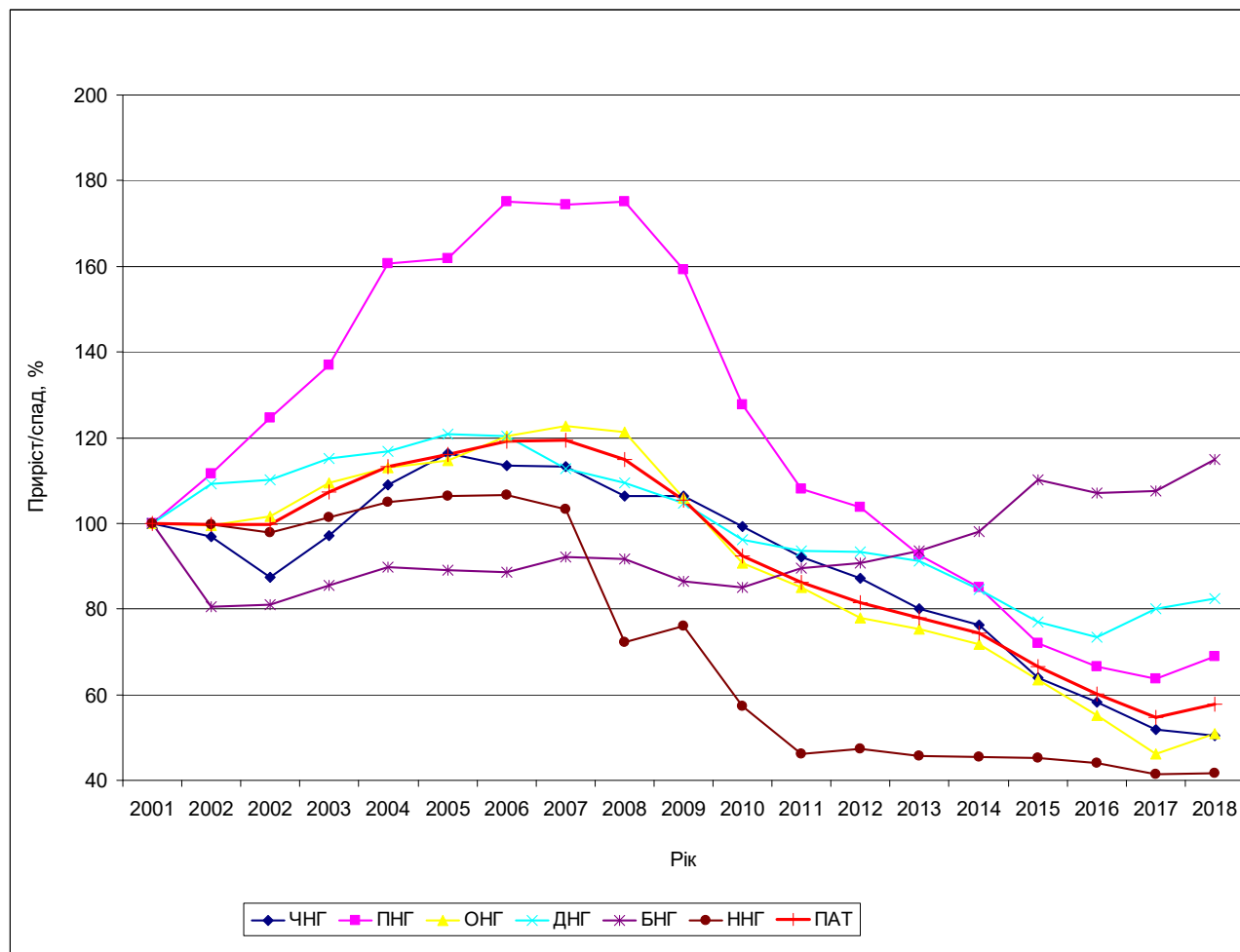
ЧНГ – НГВУ «Чернігівнафтогаз»  
 ПНГ – НГВУ «Полтаванафтогаз»  
 ОНГ – НГВУ «Охтирканафтогаз»  
 ДНГ – НГВУ «Долинанафтогаз»  
 БНГ – НГВУ «Бориславнафтогаз»  
 ННГ – НГВУ «Надвірнанафтогаз»

**Рис. 1.3.** Динаміка обводненості продукції нафтовидобувних підприємств

При цьому в інших структурних одиницях підприємства, що розробляють «старі» родовища, за останні 18 років відсоток води у видобутій продукції суттєво зріс, особливо чітко це прослідковується на прикладі НГВУ «Охтирканафтогаз» – найпотужнішому підприємстві-видобувнику нафти в Україні. За період з 2000 по 2018 роки відсоток води у рідині збільшився із 56 до 86 %, аналогічна ситуація спостерігається також у НГВУ «Полтаванафтогаз» (79 % у 2006 році та 89,2 % у 2018 році, НГВУ «Чернігівнафтогаз» (91,7 % у 2000 році та 95,6 % у 2018 році). Дещо іншою є ситуація у НГВУ «Долинанафтогаз». Тут за період 2000 – 2018 років вміст води у рідині становив 83 – 87 % і суттєво не змінювався.

При цьому як видно з рисунка 1.4 видобування нафти знижується по всіх видобувних підприємствах, крім НГВУ «Бориславнафтогаз». Найбільш суттєвий

спад простежується на підприємствах ПАТ «Укрнафта» Східного регіону України – НГВУ «Охтирканафтогаз», НГВУ «Полтаванафтогаз» та НГВУ «Чернігівнафтогаз», що відповідає темпам обводненості продукції (рисунок 1.3).



ЧНГ – НГВУ «Чернігівнафтогаз»  
 ПНГ – НГВУ «Полтаванафтогаз»  
 ОНГ – НГВУ «Охтирканафтогаз»  
 ДНГ – НГВУ «Долинанафтогаз»  
 БНГ – НГВУ «Бориславнафтогаз»  
 ННГ – НГВУ «Надвірнанафтогаз»  
 ПАТ – ПАТ «Укрнафта»

**Рис. 1.4.** Динаміка видобування нафти

Зростання видобутку нафти в НГВУ «Бориславнафтогаз» обумовлено введенням в дію свердловин Верхньомасловецького родовища.



Таким чином, переважна більшість вітчизняних нафтогазових родовищ є виснаженими і перебувають на завершальній стадії розробки. З наведених залежностей стає очевидним – особливістю завершальної стадії є те, що видобування пластових флюїдів потребує все більших капіталовкладень. При цьому кількість товарної продукції достатньо швидко зменшується, а обсяги видобутої рідини збільшуються, зростають затрати на утилізацію супутньо-пластових вод, навантаження на довкілля зростає. В більшій мірі це стосується Східного регіону України. В даний час ситуація ускладнюється ще й тим, що світові ціни на енергоносії суттєво знизились і перспективи їх зростання в контексті стрімкого розвитку «альтернативної» та відновлювальної енергетики мінімальні. Слід зазначити, що на даний час розвиток вищезазначених видів енергетики є більш перспективним, ніж розвиток нафтогазової галузі. При цьому нафта і надалі залишиться цінною сировиною для хімічної промисловості.

На завершальній стадії розробки родовища суттєво зростає вплив так званих «обтяжуючих» факторів, які вимагають суттєвих капіталовкладень. Одне з основних місць серед цих чинників посідають витрати на забезпечення екологічної безпеки. Збільшення ймовірності виникнення екологічних ризиків під час розробки нафтогазових родовищ обумовлене старінням та зношенням обладнання, будівель та споруд, трубопроводів, тощо. Крім того багатократно зростає кількість побічних продуктів – пластових вод та нафтовмісних відходів, безпечне поводження з якими вимагає значних затрат.

Слід врахувати, ще й те, що на багатьох родовищах наявна значна кількість виявлених та невиявлених за давнини забруднень різних середовищ, які вимагають вкладання значних коштів на їх ліквідацію.

Таким чином, важливим аспектом є правильне прогнозування ситуації в нафтогазовій галузі України та світу в довгостроковій перспективі. Проведений нами аналіз ситуації вказує на те, що вже через кілька десятків років, видобування нафти на більшості вітчизняних підприємств може бути нерентабельним. При цьому не вирішеними залишаються питання виведення з розробки нафтогазових родовищ. Такого досвіду немає ще у жодній країні світу.

До певної міри такий досвід є в Україні на родовищах, що розробляються ще з XVIII століття (Бориславське, Битків-Бабченське, Підляське та ін.).

### **Мета і завдання досліджень**

Аналіз літературних даних вказує на те, що розроблення нафтогазових родовищ включає значну кількість екологічно-небезпечних ризиків, що можуть виникати як внаслідок виникнення аварійних ситуацій, так і в процесі здійснення планових технологічних операцій. На даний час реальні екологічні наслідки та екологічна ситуація в районі розташування об'єктів нафтогазової галузі в Україні досліджена недостатньо. Крім того, кожен об'єкт потенційного впливу може мати свої особливості та по-різному впливати на довкілля в різних умовах. Найбільш значні негативні впливи під час розробки нафтогазових родовищ полягають у неконтрольованому виході пластових флюїдів, а також засоленні ґрунтів, поверхневих і підземних вод в результаті потрапляння пластових вод до компонентів довкілля. Виходячи з вищенаведеного поставлена мета досліджень, яка полягає в обґрунтуванні науково-практичних основ захисту довкілля на завершальній стадії розробки нафтогазових родовищ України.

Відповідно до мети дослідження передбачено вирішення таких завдань:

- класифікувати та визначити пріоритетні екологічні проблеми нафтогазової промисловості;
- вивчити екологічні наслідки довготривалого видобування нафти і газу, розробити класифікацію заходів щодо зниження негативних екологічних наслідків, спрогнозувати подальший розвиток екологічної ситуації на родовищах;
- дослідити особливості формування техногенних водойм, що утворилися в результаті виникнення аварійних ситуацій на нафтогазових родовищах;
- встановити та провести аналіз кореляційних зв'язків між макроіонами в високомінералізованих пластових водах та прісних водах природного походження;

– дослідити закономірності формування водно-сольового балансу ґрунтів, що не зазнають техногенного впливу;

– дослідити закономірності формування водно-сольового балансу ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод;

– розробити природоохоронні заходи, щодо мінімізації впливу технологічних процесів видобування нафти і газу на ґрунти;

– розробити природоохоронні заходи, щодо мінімізації впливу технологічних процесів видобування нафти і газу на природні води.

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНІ

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1 Методи проведення досліджень проб газоповітряних сумішей

З метою визначення складу та властивостей забруднюючих речовин атмосферного басейну в межах впливу об'єктів нафтогазовидобутку виконувалось відбирання проб повітря на визначених дослідних ділянках. Виконання цих робіт проводилось відповідно до існуючих методичних посібників. Метрологічне забезпечення здійснювалось відповідно до КНД 211.2.3063-98 «Метрологічне забезпечення. Відбір проб промислових викидів» [133].

Виміри, порядок відбору проб речовин, що забруднюють атмосферне повітря, проводились згідно «Сборника методик по определению концентраций загрязняющих веществ в промышленных выбросах» [134] та РД 52.04.186.89 «Руководство по контролю загрязнения атмосферы» [135].

Оцінка стану забруднення повітряного басейну визначалась вмістом в повітряній вуглеводневих газів – метану та його гомологів.

Визначення вуглеводневого складу газоповітряної проводилось хроматографічним методом на хроматографі “Chrom-5” згідно методичних вказівок № 1994-79 «Методические указания на хроматографическое определение водорода, метана, оксида углерода, этана, пропана, этилена, пропилена, гексана, циклогексана, бензола, толуола в воздухе» на хроматографі «Кристаллюкс-4000» [136].

Кількісний аналіз проводився за методом абсолютного калібрування кожного компоненту. Використовувалась повірочна суміш виготовлена згідно ДСТУ 3214-95 «Державна повірочна схема для засобів вимірювань концентрації компонентів у газових середовищах» [137]. Розрахунок проводився відповідно ГОСТ 30319.1-96.

## 2.2 Методи досліджень проб вод

### 2.2.1 Визначення вмісту гідрокарбонат-іонів

Визначення вмісту гідрокарбонатів проводилось відповідно до РД 52.24.24-86 «Методика выполнения измерений массовой концентрации гидрокарбонатных ионов в пробах природных поверхностных вод суши методом потенциометрического титрования» [138].

Діапазон вимірювання масової концентрації гідрокарбонатів в природних поверхневих водах становить від 3,5 до 500 мг/дм<sup>3</sup>.

Метод базується на взаємодії гідрокарбонатних і карбонатних іонів із сильною кислотою з утворенням  $\text{H}_2\text{CO}_3$ , яка розкладається на  $\text{CO}_2$  і  $\text{H}_2\text{O}$ . Титрування проби води соляною кислотою проводиться потенціометрично до рН, рівним 4,5 і 4,2.

Методика визначення вмісту гідрокарбонатів в пластових водах забезпечує виконання вимірювань з систематичною похибкою  $\Delta_s = \pm 12,4\%$  та випадковою похибкою  $\Delta_v = \pm 0,695\%$ .

### 2.2.2 Визначення вмісту іонів кальцію і магнію

Визначення іонів кальцію і магнію проводили відповідно до МВВ №081/12-0644-09 «Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титриметричним методом» [139].

Діапазон вимірювань масової концентрації кальцію у поверхневих, підземних та зворотних водах становить від 10 мг/дм<sup>3</sup> до 2,5 г/дм<sup>3</sup> включно.

Діапазон вимірювань масової концентрації магнію у поверхневих, підземних та зворотних водах становить від 10 мг/дм<sup>3</sup> до 1,5 г/дм<sup>3</sup> включно.

Сумарна відносна похибка складає ( $P=0,95$ ,  $n=2$ ):

- для масової концентрації кальцію  $\pm 14\%$  у діапазоні від  $10 \text{ мг/дм}^3$  до  $2,5 \text{ г/дм}^3$  включно;
- для масової концентрації магнію  $\pm 17\%$  – у діапазоні від  $10 \text{ мг/дм}^3$  до  $1,5 \text{ г/дм}^3$  включно.

Метод вимірювань масової концентрації кальцію та магнію в поверхневих, підземних та зворотних водах базується на утворенні комплексів кальцію та магнію з трилоном Б. Комплекс іона кальцію з аніоном кислоти етилендіамінтетраоцтової стійкий у дуже лужному середовищі при рН 12–13, а комплекс іона магнію в цьому середовищі руйнується і магній знаходиться у вигляді гідроксиду. Кальцій титрували трилоном Б з індикатором мурексидом. Кальцій з мурексидом утворює комплекс рожевого кольору. Після зв'язування всього кальцію в комплекс з трилоном Б з'являється колір вільного індикатора – бузково-фіолетовий. Після розкладу мурексиду бромною водою або кип'ятінням створюють середовище з рН 10 і титрують магній трилоном Б з індикатором еріохромом чорним Т (хромогеном чорним). Магній з індикатором еріохромом чорним Т утворює комплекс бузково-фіолетового кольору. Після зв'язування всього магнію в комплекс з трилоном Б з'являється колір вільного індикатора – синій. Титриметричним методом вимірюють об'єми розчину трилону Б, витрачені на титрування кальцію з індикатором мурексидом і титрування магнію з індикатором мурексидом чорним Т.

Значення нормативу оперативного контролю збіжності становить:

- для кальцію у діапазоні від  $10 \text{ мг/дм}^3$  до  $2,5 \text{ г/дм}^3$  включно – 20%;
- для магнію у діапазоні  $10 \text{ мг/дм}^3$  до  $1,5 \text{ г/дм}^3$  включно – 22%.

### 2.2.3 Визначення вмісту іонів натрію, калію

Вимірювання вмісту натрію і калію виконувалось відповідно до методики СЭВ «Унифицированные методы исследования качества вод». Пламенно-фотометрическое определение [140].

Діапазон вимірювань складає  $0,1 - 10 \text{ мг/дм}^3$ . Використовується для дослідження всіх природних, промислових та господарсько-побутових стічних вод.

Сумарна відносна похибка складає:

-  $\pm 35\%$  – у діапазоні від  $0,1 \text{ мг/дм}^3$  до  $1 \text{ мг/дм}^3$  включно;

-  $\pm 30\%$  – у діапазоні понад  $1 \text{ мг/дм}^3$  до  $10 \text{ мг/дм}^3$  включно.

Сполуки лужних металів при випаровуванні забарвлюють полум'я, отриманий спектр характерний для відповідного елемента. Пробу води впродовж визначеного проміжку часу розпилюють над рівномірним полум'ям. У випромінюваному світлі виділяють за допомогою фільтру, решітки чи призми характерну для натрію чи калію спектральну лінію. Її інтенсивність, пропорційна вмісту елемента.

#### **2.2.4 Визначення вмісту сульфат-іонів**

Визначення вмісту сульфатів виконували за МВВ №081/12-0177-05 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів титриметричним методом» [141].

Діапазон вимірювань масової концентрації сульфатів у водах становить від  $50$  до  $500 \text{ мг/дм}^3$  включно.

Сумарна відносна похибка складає ( $P=0,95, n=2$ )  $\pm 9\%$  у діапазоні від  $50 \text{ мг/дм}^3$  до  $500 \text{ мг/дм}^3$  включно.

Метод вимірювання масової концентрації сульфатів засновано на тому, що у воді, котра містить сульфати, хромовокислий барій виділяє хромову кислоту у кількості, еквівалентній вмісту сульфат-іонів. Хромову кислоту, що утворюється, визначають за допомогою йодометрії. Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію сульфатів у вихідній пробі.

Значення нормативу оперативного контролю збіжності ( $P=0,95$ ) становить 8% – для масових концентрацій сульфатів у діапазоні від 50 мг/дм<sup>3</sup> до 500 мг/дм<sup>3</sup> включно.

### 2.2.5 Визначення вмісту хлорид-іонів

Визначення хлоридів у водах виконували згідно МВВ №081/12-0653-09 «Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів титриметричним методом» [142].

Діапазон вимірювань масової концентрації хлоридів пробах поверхневих, підземних та зворотних вод становить від 7 мг/дм<sup>3</sup> до 8,5 г/дм<sup>3</sup> включно.

Сумарна відносна похибка складає ( $P=0,95$ ,  $n=2$ ):

- $\pm 20\%$  у діапазоні від 7 мг/дм<sup>3</sup> до 1,5 г/дм<sup>3</sup> включно;
- $\pm 7\%$  – у діапазоні від 1,5 г/дм<sup>3</sup> до 8,5 г/дм<sup>3</sup> включно.

Метод вимірювань масової концентрації хлоридів базується на осадженні хлорид-іонів розчином срібла азотнокислого у вигляді малорозчинного срібла хлористого у нейтральному середовищі. Як індикатор використовували розчин калію хромово кислого, який реагує з надлишком іонів срібла, утворюючи важкорозчинний осад хромату срібла оранжево-цегляного кольору. Титриметричним методом вимірюють об'єм срібла азотнокислого, витрачений на осадження хлоридів розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію хлоридів.

Значення нормативу оперативного контролю збіжності ( $P=0,95$ ) становить:

- для діапазону від 7 мг/дм<sup>3</sup> до 1,5 г/дм<sup>3</sup> включно – 31%;
- для діапазону понад 1,5 г/ дм<sup>3</sup> до 8,5 г/ дм<sup>3</sup> включно – 1,5%.



### 2.2.6 Визначення вмісту карбонат-іонів

Визначення вмісту карбонатів проводилось відповідно до СОУ 11.2-33603711-082:2009 «Титриметричне визначення карбонатів в пластових водах» [143].

Діапазон вимірювання карбонатів становить від 3,0 до 500 мг/дм<sup>3</sup>.

Методика визначення вмісту карбонатів в пластових водах забезпечує виконання вимірювань з систематичною похибкою  $\Delta_s = \pm 12,4\%$  та випадковою похибкою  $\Delta_v = \pm 1,04\%$ .

Вміст карбонатів у пластових водах взаємопов'язаний з вмістом вільної лужності. Тому цей метод полягає у визначенні у воді лужності та подальшому перерахунку на карбонати. Визначення лужності базується на титруванні води соляною кислотою. Кількість розчину, необхідного для досягнення рН 8,3 еквівалентна вільній лужності.

### 2.2.7 Визначення вмісту сухого залишку

Визначення вмісту сухого залишку проводилось згідно МВВ №081/12-0109-03 «Поверхневі, підземні, стічні води. Методика гравіметричного визначення сухого залишку (розчинених речовин)» [144].

Діапазон вимірювань масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) у поверхневих, підземних та зворотних водах становить від 50 до 10000 мг/дм<sup>3</sup> включно.

Сумарна відносна похибка складає ( $P=0,95$ ,  $n=3$ )  $\pm 5\%$  у діапазоні вимірювань від 50 мг/дм<sup>3</sup> до 10000 мг/дм<sup>3</sup> включно.

Метод визначення масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) полягає у випаровуванні вологи з 50 – 1000 см<sup>3</sup> профільтрованої проби води, висушуванні залишку протягом 3-х годин при температурі 105 °С

і зважуванні його на аналітичних терезах. Маса сухої речовини повинна знаходитись в границях 50 - 500 мг.

Значення нормативу оперативного контролю збіжності ( $P=0,95$ ) становить 10% – у діапазоні масової концентрації сухого залишку від 50 мг/дм<sup>3</sup> до 10000 мг/дм<sup>3</sup> включно.

### 2.2.8 Визначення водневого показника рН

Визначення водневого показника проводилось згідно МВВ №081/12-0317-06 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань водневого показника (рН) електрометричним методом» [145].

Діапазон вимірювань рН у поверхневих, підземних та зворотних водах становить від 1,0 од. рН до 10 од. рН включно.

Сумарна абсолютна похибка складає ( $P=0,95$ ,  $n=2$ ) у діапазоні від 1,0 од. рН до 10 од. рН включно –  $\pm 0,1$  од. рН.

Методом прямої потенціометрії за допомогою рН-метра вимірюють величину рівноважного потенціала скляного електрода, зануреного у розчин проби, відносно хлор срібного або каломельного електрода порівняння. Електродна система при зануренні у розчин, що аналізується, виробляє електрорушійну силу, яка лінійно залежить від величин рН і температури розчину.

Для поверхневих, підземних і зворотних вод у діапазоні від 1,0 од. рН до 10 од. рН включно значення нормативу оперативного контролю відтворюваності при довірчій імовірності  $P=0,95$  становить 0,14 од. рН.

### 2.2.9 Визначення вмісту нафтопродуктів

Визначення вмісту нафтопродуктів проводили за методикою РД 52.24.476.95 «Методические указания. ИК-фотометрическое определение нефтепродуктов в водах (природных и сточных)» [146].

Діапазон вимірювань масової концентрації нафтопродуктів у пробах природних та очищених стічних вод становить від 0,04 до 2,0 мг/дм<sup>3</sup> включно. При аналізі проб води з масовою концентрацією нафтопродуктів, що перевищує 2,0 мг/дм<sup>3</sup> необхідно розводити пробу.

Метод вимірювання масової концентрації нафтопродуктів засновано на виділенні нафтових компонентів з води екстракцією чотирьоххлористим вуглецем, хроматографічним відділенням вуглеводнів від з'єднань інших класів в колонці з оксидом алюмінію і кількісним їх визначенням по інтенсивності поглинання С–Н зв'язків метиленових і метильних груп в інфрачервоній області спектру. Облік ароматичних вуглеводнів, що входять до складу нафтопродуктів, які не поглинаються в цій області, здійснюється з допомогою спеціального стандартного розчину.

### 2.3 Методи досліджень ґрунтів

Відбір проб ґрунту здійснювали згідно загальноприйнятих методик методом «конверта» з горизонту 0 – 20 см. Упаковку, транспортування та зберігання проб проводили згідно вимог методик проведення аналітичних досліджень. Підготовку проб ґрунту до аналітичних досліджень проводили відповідно до вимог методик виконання вимірювань. У відібраних ґрунтах визначали:

- водневий показник рН;
- вміст карбонатів;
- вміст бікарбонатів;

- вміст хлоридів;
- вміст кальцію;
- вміст магнію;
- вміст сульфатів;
- вміст натрію;
- вміст калію;
- вміст нафтопродуктів;
- щільний залишок;
- вміст токсичних солей.

### **2.3.1 Визначення вмісту карбонат- і бікарбонат-іонів**

Визначення вмісту бікарбонатів проводилось згідно ГОСТ 26424–85 «Почвы. Методы определения ионов карбоната и бикарбоната в водной вытяжке» [147]. Суть методу полягає у титруванні розчином сірчаної кислоти у водній витяжці іонів карбонату до рН 8,3, бікарбонату – до рН 4,4. Кінцеву точку титрування встановлюють за зміною забарвлення індикаторів – фенолфталеїна (рН 8,3) та метилового оранжевого (рН 4,4).

За результат аналізу приймають значення разового визначення карбонат- і бікарбонат-іона. Результат виражають з округленням до третіх значущих цифр.

Сумарна похибка методу, яка виражена середнім квадратичним відхиленням, становить 0,07 ммоль в 100 г ґрунту.

### **2.3.2 Визначення вмісту іонів натрію і калію**

Визначення вмісту натрію і калію проводилось згідно ГОСТ 26427–85 «Методы определения натрия и калия в водной вытяжке» [148].

Суть методу полягає у визначенні інтенсивності випромінювання атомів потрібних елементів за допомогою полум'яного фотометра. Натрій визначають по

аналітичних лініях 589,0 та 589,9 нм; калій – по аналітичних лініях 766,5 та 769,9 нм. Полум'яний фотометр налаштовують на вимірювання концентрації натрію і калію згідно інструкції по його експлуатації. Розчини порівняння і витяжки вводять у полум'я і реєструють покази приладу.

За результат аналізу приймають значення разового визначення натрію і калію.

Сумарна відносна похибка становить :

- 7,5% – при визначенні натрію;
- 10% – при визначенні калію.

### 2.3.3 Визначення вмісту хлорид-іонів

Визначення вмісту хлоридів проводилось відповідно до методики виконання вимірювань МВВ №081/12-0822-12 «Методика виконання вимірювань масової частки хлоридів титриметричним методом» [149]. Метод вимірювання масової частки хлоридів ґрунтується на осадженні хлорид-іонів у водній витяжці розчином срібла азотнокислого у вигляді малорозчинного срібла хлористого у нейтральному середовищі. Як індикатор використовують розчин калію хромовокислого, який реагує з надлишком іонів срібла, утворюючи важкорозчинний осад хромату срібла оранжево-цегляного кольору.

Результат вимірювань масової частки хлоридів у пробі ґрунту розраховують як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань. Результати обчислень записують до другої значущої цифри. Значення нормативу оперативного контролю збіжності становить:

Сумарна відносна похибка складає ( $P=0,95$ ,  $n=2$ ):

- 22% – у діапазоні до 3500 мг/кг включно;
- 11% – у діапазоні понад 3500 мг/кг до 100000 мг/кг включно;
- 6% – у діапазоні понад 100000 мг/кг до 500000 мг/кг включно.

### 2.3.4 Визначення вмісту іонів кальцію і магнію

Визначення вмісту кальцію і магнію проводилось згідно ГОСТ 26428–85 «Почвы. Методы определения кальция и магния в водной вытяжке» [150].

Суть методу полягає у послідовному комплексонометричному титруванні в одній пробі іонів кальцію при рН 12,5-13 та іонів магнію при рН біля 10 з використанням в якості металоіндикатора хрому кислотного темно-синього.

Для аналізу використовують фільтрати витяжок, приготованих згідно ГОСТ 26423–85.

Вміст кальцій іону визначають титруванням розчином трилону Б до переходу забарвлення від рожевого до бузкового і реєструють розхід титранту.

Потім нейтралізують відтитрований розчин соляною кислотою (1:1) до переходу забарвлення в рожеве так, щоб надлишок кислоти не перевищував 1-2 крапель.

Додають 5 мл хлоридно-амміачного буферного розчину і титрують магній розчином трилону Б до переходу забарвлення від рожевого до синього та реєструють розхід титранту.

Таким ж чином титрують холосту пробу (дистильована вода).

Сумарна відносна похибка, що виражена коефіцієнтом варіації, становить:

12,5% – в діапазоні від 0,5 ммоль/100 г до 2 ммоль/100 г ґрунту;

10% – в діапазоні від 2 ммоль/100 г до 6 ммоль/100 г ґрунту;

5% – більше 6 ммоль в 100 г ґрунту.

### 2.3.5 Визначення вмісту сульфат-іонів

Визначення вмісту сульфатів проводилося за методикою виконання вимірювань МВВ № 081/12-0639-09 «Ґунти. Методика виконання вимірювань масової частки сульфатів (водна витяжка) турбідиметричним методом» [151].

Метод вимірювання ґрунтується на осадженні сульфат-іонів барієм хлористим у вигляді суспензії барію сульфату.

Готують водну витяжку ґрунту У 2 пробірки відміряють по 5 мл водної витяжки, додають:

- по 1 краплі розчину кислоти соляної (1:1),
- по 5 мл стабілізуючого розчину.

Розчини ретельно перемішують. Пробірки залишають на 40 хв.

Одночасно готують холосту пробу, яка враховує кольоровість проби. У пробірку відміряють 5 см<sup>3</sup> витяжки і додають 5 см<sup>3</sup> води дистильованої, розчин ретельно перемішують, залишають на 40 хв.

Одночасно готують холосту пробу, яка враховує вплив стабілізуючого розчину. У пробірку відміряють 5 см<sup>3</sup> води дистильованої, додають 1 краплю розчину HCl (1:1), додають 5 см<sup>3</sup> стабілізуючого розчину, розчин ретельно перемішують, залишають на 40 хв.

Вимірюють оптичну густину отриманих розчинів та холостих проб (відносно води дистильованої) аналогічно градування фотоелектроколориметра.

Результат вимірювань масової частки сульфат-іонів у вихідній пробі розраховують як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань. Значення нормативу оперативного контролю збіжності для діапазону вимірювань від 20 мг/кг до 5000 мг/кг включно для повітряно-сухої проби становить 31%.

Сумарна відносна похибка 24% у діапазоні вимірювання: 20 мг/кг – 5000 мг/кг включно для повітряно-сухої проби.

### **2.3.6 Визначення водневого показника рН та щільного залишку**

Визначення щільного залишку та водневого показника рН проводили згідно ГОСТ 26423–85 «Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки» [152].

Суть методу визначення щільного залишку полягає у вилученні водорозчинних солей з ґрунтів дистильованою водою при співвідношенні ґрунту до води 1:5. Після вилучення солей водну витяжку фільтрують, відфільтровану воду випарюють на водяній бані і визначають масу залишку. Після цього розраховують вміст щільного залишку у ґрунті.

Визначення водневого показника проводилось за допомогою рН-метра.

Сумарна відносна похибка становить :

- рН: 0,1 одиниць рН;
- щільний залишок: 20% (від 0,1 до 0,3%), 7,5% (від 0,3 до 1%), 5% (більше 1%).

### **2.3.7 Визначення вмісту нафтопродуктів**

Визначення вмісту нафтопродуктів проводилось згідно МВВ № 081/12-0725-10 «ґрунти. Методика виконання вимірювань масової частки нафтопродуктів (неполярних вуглеводнів) гравіметричним методом» [153].

Метод ґрунтується на екстракції органічних речовин із наважки ґрунту хлороформом, упарюванні та видаленні розчинника, розчиненні залишку у гексані, відділенні полярних сполук на колонці з оксидом алюмінію, видаленні розчинника та гравіметричному вимірюванні маси залишку.

Розрахунковим методом встановлюють масову частку нафтопродуктів у вихідній пробі ґрунту.

Результат вимірювань масової частки нафтопродуктів у пробі ґрунту розраховують як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань.

Результати обчислень записують до другої значущої цифри.

Діапазон вимірювань масової частки нафтопродуктів у ґрунтах: 20 мг/кг – 800 г/кг (до 800000 мг/кг) включно.

Сумарна відносна похибка становить 27%.



### 2.3.8 Визначення вмісту обмінного натрію

Визначення вмісту обмінного натрію проводилось згідно ГОСТ 26950–86 «Почвы. Метод определения обменного натрия» [154].

Суть методу являється у вилученні обмінного і розчинного натрію розчином оцтовокислого амонію ( $1 \text{ моль/дм}^3$ ) при співвідношенні маси проби ґрунту і об'єму розчину 1:20 і визначенні натрію у витяжці на полум'яному фотометрі. Одночасно визначають розчинний натрій у водній витяжці і за різницею вираховують обмінний.

При аналізуванні проб гіпсовмісних проб ґрунтів розчинний натрій визначають у водно-спиртовій витяжці.

За результат аналізу приймають значення разового визначення натрію, із заокругленням до першого десятинного знаку.

Сумарна відносна похибка методу складає:

- 0,1 ммоль/100 г – якщо вміст обмінного натрію до 1 ммоль в 100 г ґрунту;
- 0,5 ммоль/100 г – більше 1 до 3 ммоль в 100 г ґрунту;
- 0,8 ммоль/100 г – більше 3 ммоль в 100 г ґрунту.

Таким чином, для виконання досліджень використано сучасні методи аналізу, передбачені атестованими методиками на виконання вимірювань концентрацій вмісту речовин у різних компонентах довкілля, що забезпечує достатню точність аналітичних досліджень та достовірність отриманих результатів. Всі вимірювання виконувались в атестованих лабораторіях з використанням сучасних, виключно повірених приладів засобів вимірювальної техніки.

### Висновки до розділу 2

1. Для виконання досліджень використано сучасні методи аналізу, передбачені атестованими методиками на виконання вимірювань концентрацій вмісту

речовин у різних компонентах довкілля, що забезпечує достатню точність аналітичних досліджень та отриманих результатів.

2. Всі вимірювання виконувались в атестованих лабораторіях з використанням сучасних, виключно повірених приладів засобів вимірювальної техніки, що забезпечує достовірність отриманих результатів.

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНІ

### РОЗДІЛ 3

#### ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАГАЗОВАНOSTІ АТМОСФЕРИ НА ПРИКЛАДІ БОРИСЛАВСЬКОГО НАФТОГАЗОВОГО РОДОВИЩА

Оцінка впливу на довкілля процесів видобування нафти і газу в сучасному розумінні цього поняття включає в себе набір досліджень та розрахунків стосовно впливу на довкілля на відносно короткострокову перспективу. Зокрема в сучасних проектах розробки нафтогазових родовищ, будівництва свердловин та інших споруд інфраструктури нафтогазового комплексу проводиться оцінка впливу об'єкту на атмосферне повітря, ґрунти, гідросферу, рослинний та тваринний світ в процесі його будівництва та експлуатації. При цьому в звітах практично не розглядається питання екологічних наслідків після завершення експлуатації об'єктів видобування нафти і газу.

Такий поверхневий підхід оцінювання екологічних наслідків може спричинити до виникнення цілого комплексу екологічних проблем на нафтогазових родовищах. Досвід виникнення таких проблем ще мало вивчений у світі з причин, що видобування нафти і газу на більшості родовищ світу розпочався відносно недавно (менше 100 років). Проте, на даний час, значна частина родовищ світу знаходиться на завершальній стадії розробки [155].

Україна є однією із держав-першовідкривачів світового нафтовидобутку – історія видобування нафти і газу тут починається ще із кінця XVIII століття. Одним з перших родовищ, де розпочалась розробка нафтових покладів є Бориславське нафтове родовище. Внаслідок неглибокого залягання покладів та особливостей геологічної будови спостерігались виходи нафту на денну поверхню, що і було основним критерієм пошуків нафти на той час. В таких місцях видобування нафти велось з допомогою так званих шурфів-копанок, колодязів, окремі з яких сягали глибини навіть до 100 м. На зміну такому способу видобування нафти у кінці XIX століття прийшли перші свердловини, які бурили ударно-канатним способом на більш глибокі горизонти. Шурфи-колодязі були закинуті, а суть їх ліквідації

зводилась до того, що устя накривалось дерев'яними щитами чи дошками та засипалось глиною. Процес спорудження шурфів-колодязів був неконтрольований і вівся хаотично, обліку таких копанок не було. Перші свердловини промислів Прикарпаття з технічної і геологічної точки зору та охорони надр також не були досконалыми – затрубний простір не цементували, устя свердловини рідко обладнували запірною арматурою тощо [123, 124].

Таким чином, природні фактори та інтенсивна діяльність нафтогазовидобувних компаній у минулому призвела до негативних наслідків на сьогоднішній день. Особливо складною є екологічна ситуація на території Бориславського родовища, що обумовлена міграцією пластових флюїдів техногенними та природним шляхами на денну поверхню [125].

### **3.1 Дослідження стану довкілля та аналіз причини забруднення**

Критеріями оцінки загазованості навколишнього середовища є орієнтовно безпечний рівень діяння (ОБРД) суміші насичених і ненасичених вуглеводнів у атмосферному повітрі населених місць, який при їх одночасній присутності не повинен перевищувати  $3,0 \text{ мг/м}^3$  та значення вибухонебезпечних концентрацій головних вуглеводневих газів метанового ряду (таблиця 3.1)

За результатами досліджень впливу об'єктів нафтогазовидобувної діяльності НГВУ “Бориславнафтогаз” на стан повітряного басейну, за результатами яких складено карту загазованості приповерхневих відкладів, що відображено на рисунку 3.1. Як видно з рисунка в центральній частині міста, де розташовані старі нафтопромислові об'єкти концентрації вуглеводневих газів можуть досягати  $50000 \text{ мг/м}^3$ , що становить значну небезпеку для населення.

Таблиця 3.1

Значення вибухонебезпечних концентрацій головних вуглеводневих газів метанового ряду [32]

Головні вуглеводневі гази метанового ряду	Нижнє значення вибухонебезпечності, % об.
Метан	5
Етан	3
Пропан	2,2
Бутан	1,9
Пентан	1,4

Як видно з рисунка 3.1 найвищі концентрації вуглеводневих газів територіально співпадають з розташуванням шурфів-колодязів і меншою мірою залежать від розташування свердловин.

Тобто, зони загазованості у Бориславі виникають у місцях розушільнення гірських порід (над розривними порушеннями), виходу вуглеводнів на денну поверхню та неглибокого залягання насичених вуглеводнями порід. Перевищення гранично-допустимих концентрацій (ГДК) вуглеводневих газів спостерігалися, як в районі промислових об'єктів (в районі НЗП Кінцевий), так і на території житлової забудови і очевидно зумовлені особливостями геологічної будови Бориславського родовища.

Нами встановлено, що неглибокі гірничі виробітки – шурфи-колодязі в основному розташовані у місцях виходу вуглеводнів на денну поверхню, поблизу русел річок та потічків, що протікають територією міста. При цьому, значна частина їх виявлена в районі розташування головної водної артерії Борислава – річки Тисмениця. В той же час, основна частина нафтових свердловин дещо віддалена від водойм.

Виходячи з наявних даних досліджень встановлено, що стан поверхневих та підземних вод на дослідних ділянках Бориславського родовища, здебільшого

задовільний. Лише в окремих пунктах спостережень виявлено локальний техногенний вплив на підземний водоносний горизонт, зокрема, в районі свердловини 1 НЗП Кінцевий, в свердловині 02 НЗП – ФОШ, в свердловинах НЗП «В'яра».



**Рис. 3.1.** Загазованість приземних шару та схема розміщення дегазаційних свердловин шурфів-колодязів та ділянок загазованості центральної частини м. Борислав

Поряд з існуючими виробничими об'єктами, які можуть чинити певний негативний вплив на водне середовище слід також відмітити ряд об'єктів природного походження. Так, в районі вул. Весняна фіксується інтенсивний розмив берегів р. Тисмениця, що в результаті призводить до значного прискорення процесу природних витоків вуглеводнів та мінералізованих вод до компонентів довкілля (рисунок 3.2).



**Рис. 3.2.** Природні витокі пластових флюїдів на березі р. Тисмениця в районі вулиці Весняна

В цілому, основним домінуючим фактором, що може негативно впливати на стан водного середовища м. Борислав є витіки пластових флюїдів з гірничих виробок та зон тектонічних порушень.

Слід зазначити, що на території родовища є також ряд недіючих, в тому числі ліквідованих, свердловин та шурфів з яких для запобігання виходу на поверхню нафти та пластової води проводиться періодична відкачка водонафтової емульсії.

Значна частина учених-геологів світу на даний час, вважають, що нафта та газ є невичерпними ресурсами, які здатні поновлюватись, разом з тим відновлюється також і енергія пласта.

Зокрема В.І. Созанський у роботі [156] обґрунтовано приходить до висновку, що родовища нафти і газу – системи, які самовідновлюються і є практично невичерпними. Крім того, вчений зазначає, що внаслідок ефузії та дифузії вуглеводні можуть розсіюватись у навколишній простір. При цьому темпи видобування нафти і газу значно перевищують темпи їх відновлення.

А.І. Вдовиченко, А.М. Коваль, П.М. Чепіль [157] зазначають про регенерацію покладів нафти і газу на цілому ряді родовищ в Україні, в тому числі в Дніпрово-Донецькій западині. На думку вчених щорічно промислові запаси нафти можуть зростати на 8-12 мільйонів тон умовного палива, в основному за рахунок великих старих родовищ.

Авторами роботи [158] на основі порівняння досліджень стосовно фактичної та розрахункової кількості видобутої продукції робиться висновок про поповнення покладів Бориславської складки шляхом латеральної, а головне, вертикальної міграції флюїдів. Шляхи цього поповнення – розривні порушення та зони тріщинуватості. Крім того, у роботі [159] ці ж автори стверджують, що поклади вуглеводнів можуть формуватись і відносно швидко поповнюватись безпосередньо поблизу від нафтогазопідвідних каналів.

Ю.З. Крупський та В.П. Марусяк у роботі [160] довели, що відновлення покладів нафти і газу є реальним тривалим процесом, при цьому авторами



зазначається про те, що вичерпаність підрахованих запасів покладу не може свідчити про виснаження родовища.

Узагальнюючи роботи [156-160] можна стверджувати, що утворення пластових флюїдів відбувається на значних глибинах нашої планети при високих температурах. Такі процеси відбуваються постійно, проте проходять дуже повільно внаслідок утруднених шляхів міграції. З підняттям до поверхні температура розігрітої суміші вуглеводнів знижується, відповідно спадають і сили під дією яких відбувається міграція. З наближенням до поверхні зменшується і щільність гірських порід, тому протидія міграції газоподібної суміші знижується також. Внаслідок падіння температури вуглеводні переходять до рідкого стану і ще більше втрачають свою міграційну здатність. Частина газоподібних та твердих вуглеводнів (смоли, асфальтени) розчиняються у рідкій фазі. Інша частина газоподібних вуглеводнів формує газову шапку родовища і, в незначних кількостях продовжує міграцію, аж до поверхні Землі. Внаслідок чого над нафтогазовими родовищами утворюються геохімічні аномалії підвищеного вмісту метану у приповерхневих відкладах. За відсутності щільного перекриття пластові флюїди можуть мігрувати до вищих шарів гірських порід, продовжуючи при цьому охолоджуватись та осідати у вигляді найбільш важких фракцій, легкі фракції при цьому виходили на денну поверхню та окислювались, як наслідок, таким чином відбувається наприклад формування та ущільнення озокеритових покладів. Слід зазначити, що жили озокериту Бориславського родовища є тектонічними порушеннями, що заповнені озокеритом.

Прискорення міграції може відбуватись внаслідок утворення різноманітних геологічних порушень, в тому числі внаслідок тектонічних рухів порід протягом мільйонів років. Прикладом такої прискореної міграції може бути виверження вулканів, під час цього явища вуглеводні, що можуть мігрувати до поверхні згорають. Внаслідок горіння вуглецю та водню виверження вулкану супроводжується викидами значних обсягів диоксиду вуглецю та водяної пари. Багато вчених дотримуються думки, що насичення верхніх шарів атмосфери

диоксидом вуглецю та водяною парою в минулому відбувалось саме внаслідок численних вивержень вулканів [161]. Крім того, у роботі [162] вказується, що виділення вуглеводнів відбувається також під час землетрусів.

У вищезазначених роботах проблема відновлення нафтогазових родовищ розглядається переважно в контексті пошуків та видобування покладів нафти і газу. Проте, на нашу думку, не менш важливою в цьому плані є екологічна складова процесів відновлення вуглеводнів.

З проведеного аналізу досліджень випливає, що процес надходження вуглеводнів до відносно малих глибин є безперервним, при цьому інтенсивність таких надходжень є набагато меншою за інтенсивність відбору флюїдів [156], тобто відбір вуглеводнів стає нерентабельним. За таких умов виникає небезпека міграції пластових флюїдів на денну поверхню, про що описано у роботах [123-126, 163, 164], у кількостях, що здатні суттєво забруднювати компоненти довкілля та створювати небезпеку виникнення ситуацій техногенного характеру. Шляхами такої міграції можуть бути різноманітні гірничі виробітки (свердловини, шурфи, шахти, тощо) та природні порушення геологічного середовища. Виходячи з цього кожна з пробурених свердловин в перспективі може стати потенційним джерелом забруднення довкілля, ліквідувати яке дуже складно.

Деякі науковці вважають, що ліквідація нафтових і газових свердловин є недопустимою [165], і в подальшому такі свердловини повинні експлуатуватися, проте, на нашу думку, такий варіант розвитку подій є малоімовірним з двох причин:

- по перше як показує практика, темпи відбору пластових флюїдів багатократно перевищують темпи їх відновлення. Виходячи з цього для промислового експлуатування свердловини повинно пройти за найбільш сприятливих умов десятки, а скоріш за все сотні років;

- по друге – це «старіння» свердловин, коли відбувається руйнування обсадних колон, якими вони обладнані та цементного каменю, а також тектонічні

рухи земної кори, що можуть сприяти таким руйнуванням. Ця причина вказує на те, що свердловина має певний, порівняно короткий, часовий ресурс і в подальшому її експлуатація з технічних причин буде неможливою.

Виходячи з цього виведення з експлуатації та/або ліквідації об'єктів нафтогазового комплексу може мати суттєві екологічні наслідки і потребує детального вивчення з точки зору впливу на довкілля. Це дозволить мінімізувати негативні екологічні ризики та розробити заходи та засоби зменшення впливу на довкілля процесів видобування вуглеводнів.

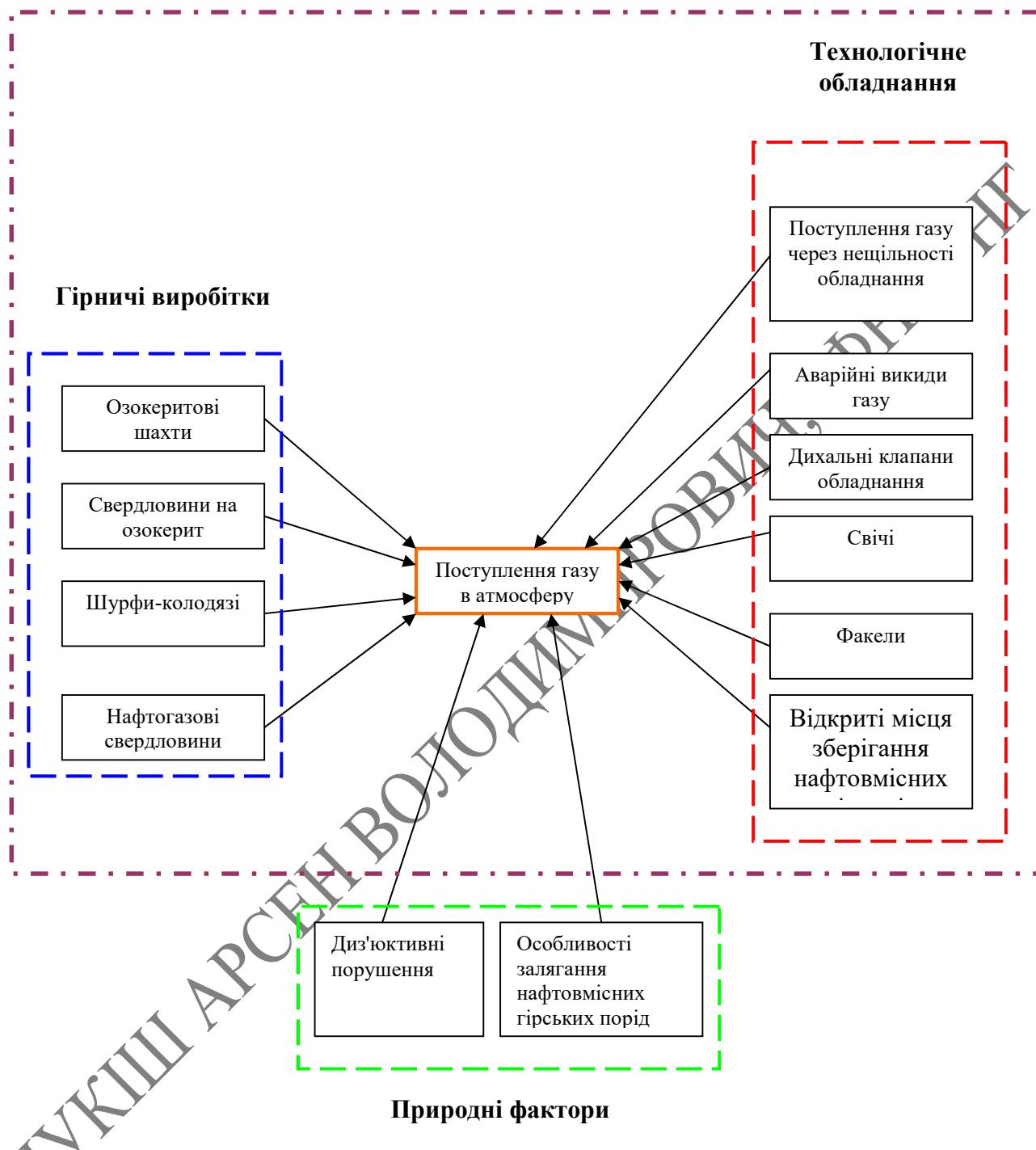
### **3.2 Заходи щодо зниження рівня техногенного навантаження на навколишнє середовище**

Джерела надходження вуглеводневих газів у атмосферу на території Борислава за своїм генезисом поділяються на дві групи: техногенного походження та природного походження. Принципова схема такого поділу, яка запропонована нами наведена на рисунку 3.3.

На даний час Бориславське нафтове родовище знаходиться на завершальній стадії розробки. Значна частина свердловин ліквідована або знаходиться в бездії. При цьому переважна більшість свердловин родовища ліквідована з причин значного обводнення продукції або через нерентабельність їх подальшої експлуатації. Крім того, ліквідація свердловин, що розкрили продуктивні поклади на родовищі могла відбуватись через виникнення різного роду аварій, усунення яких було неможливе.

Суть технології ліквідації свердловин Бориславського родовища зводилась до встановлення в експлуатаційній колоні цементного моста (мостів) в межах від вибою до рівня перекриття інтервалів перфорації продуктивних горизонтів. Виведення свердловин з експлуатації у такий спосіб застосовується на більшості нафтових родовищ.

### Техногенні фактори



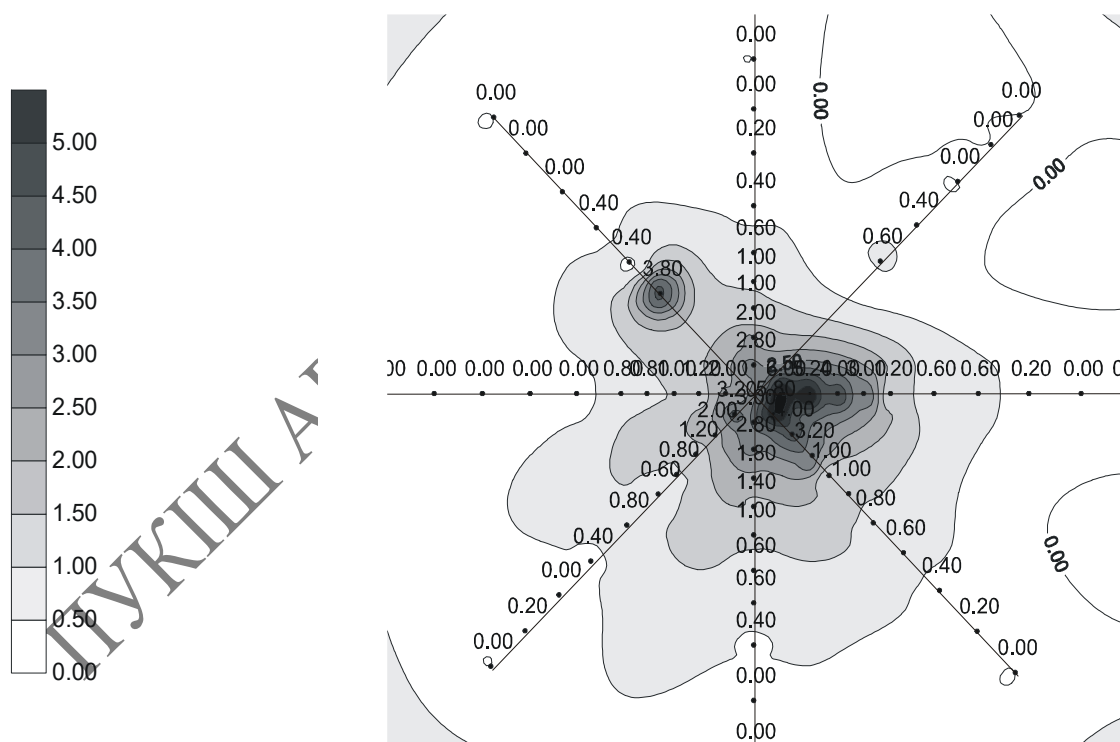
**Рис. 3.3.** Схема класифікації джерел надходження вуглеводневих газів у атмосферу

Такий спосіб ліквідації гірничих виробіток забезпечує ізоляцію продуктивних горизонтів лише на, порівняно, короткий термін з наступних причин.

Згідно досліджень авторів [166] на сьогоднішній день загальний видобуток нафти Бориславського родовища сягає 31,92 млн. т., при початково підрахованих запасах близько 4 млн. т. Це опосередковано підтверджує припущення деяких вчених [156] про те, що родовища нафти і газу – невичерпні системи, які можуть самовідновлюватися і поповнюватися флюїдами, проте темпи відновлення запасів набагато нижчі за темпи промислового відбору.

Таким чином, через декілька десятків років у продуктивних горизонтах, що розкриті «ліквідованою свердловиною» можуть відновлюватися пластові тиски і флюїди у різний спосіб здатні мігрувати на денну поверхню чи здійснювати міжпластові перетоки [167-171].

Це підтверджується результатами газоґрунтової зйомки, проведеної нами, на ряді свердловин Бориславського родовища, зокрема на свердловині 626 Бориславського родовища (рисунок 3.4).



**Рис. 3.4.** Результати газоґрунтової зйомки (вміст вуглеводнів, % об.) пригирлової території свердловини 626 Борислав

Міжпластові перетоки на родовищах нафти і газу можуть бути небезпечними через загрозу потрапляння до пластів із питними водами вуглеводнів або високомінералізованих вод. Виходячи з того, що гранично-допустима концентрація нафтопродуктів у воді становить лише  $0,05 \text{ мг/дм}^3$ , навіть незначне надходження пластових флюїдів до питного водоносного горизонту, може спричинити до непридатності води для споживання населенням на десятки а то й сотні років. За умов експлуатації нафтогазового родовища поблизу природно-заповідних зон, родовищ мінеральних вод, тощо, наслідки забруднення можуть набувати ще більших масштабів.

Слід також зазначити, що міграція пластових флюїдів через глибокі гірничі виробітки, зацементовані належним чином може відбуватися через кілька десятків, навіть сотень років або не відбуватися взагалі.

На сьогоднішній день розроблено значну кількість заходів, що дозволяють дещо мінімізувати рівень загазованості на території міста Борислава. Всі заходи стосовно зниження рівня загазованості територій нами класифіковано на три групи (рисунок 3.5).

Перша група передбачає наукові дослідження стану екологічної ситуації, що склалась на території Бориславського родовища, зокрема моніторинг загазованості приповерхневого шару атмосфери, забруднення вод, ґрунтового покриву, загазованості ґрунтових відкладів (геохімічні дослідження), аерокосмічна зйомка території родовища, геоінформаційні дослідження, ідентифікація та картографування джерел загазованості тощо. Ця група першочергових заходів дозволяє оперативно виявляти зони загазованості та швидко приймати управлінські рішення стосовно їх ліквідації.

Друга група поєднує в себе заходи, що мінімізують наслідки міграції пластових флюїдів: буріння дегазаційних свердловин, встановлення вентиляції у підвалах житлових будинків та дренажних систем поблизу будівель, виявлення і ліквідація гірничих виробок, підключення свердловин до вакуумної системи, ліквідація пропусків в системі збору пластових флюїдів, відбирання пластових

флюїдів з недіючих гірничих виробок, відновлення забруднених нафтопродуктами ґрунтів та водойм тощо. Заходи другої групи обґрунтовано та, у великій мірі, впроваджено на території міста і, на даний час, вони відіграють важливу роль в регулюванні рівня загазованості на локальному рівні.

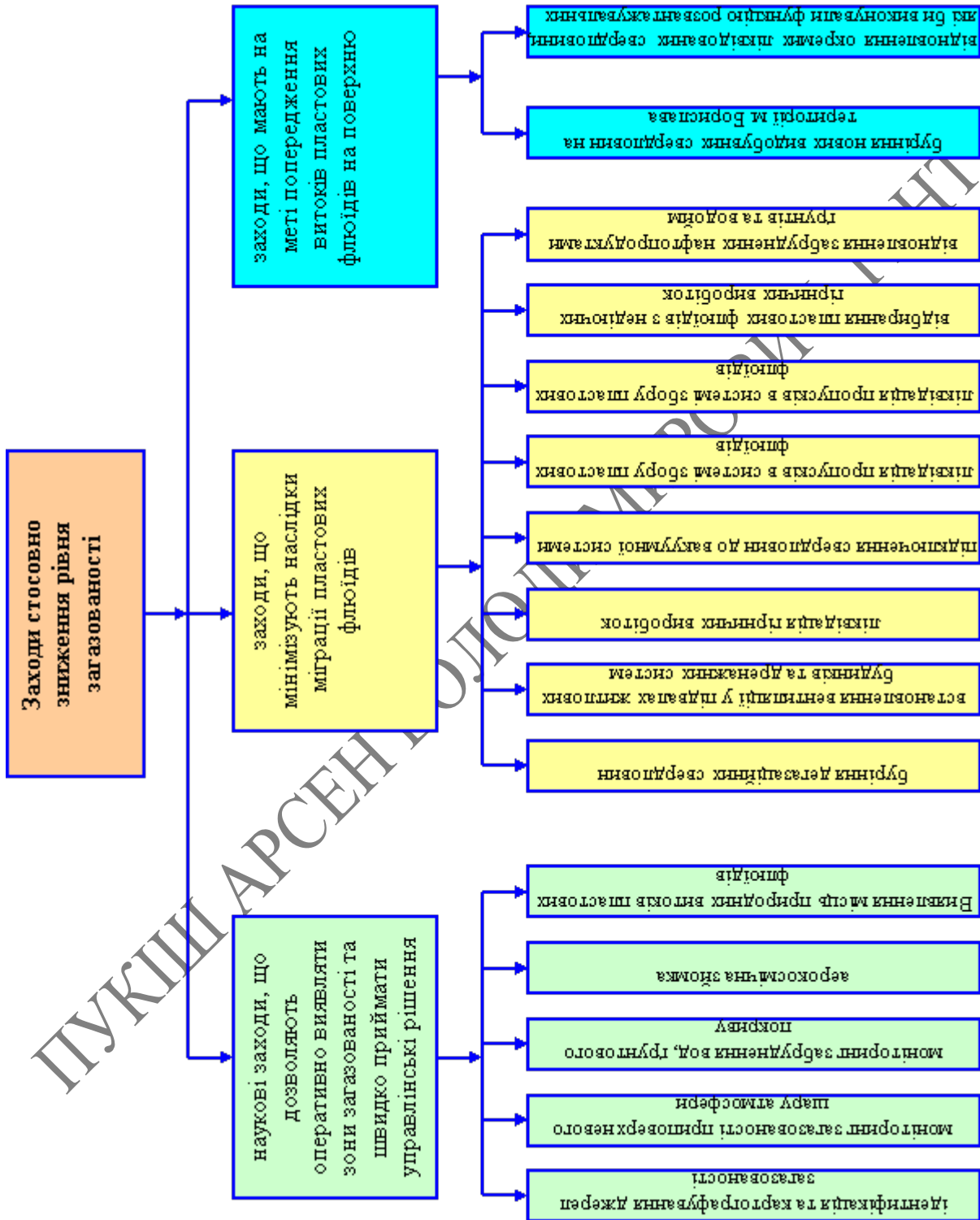
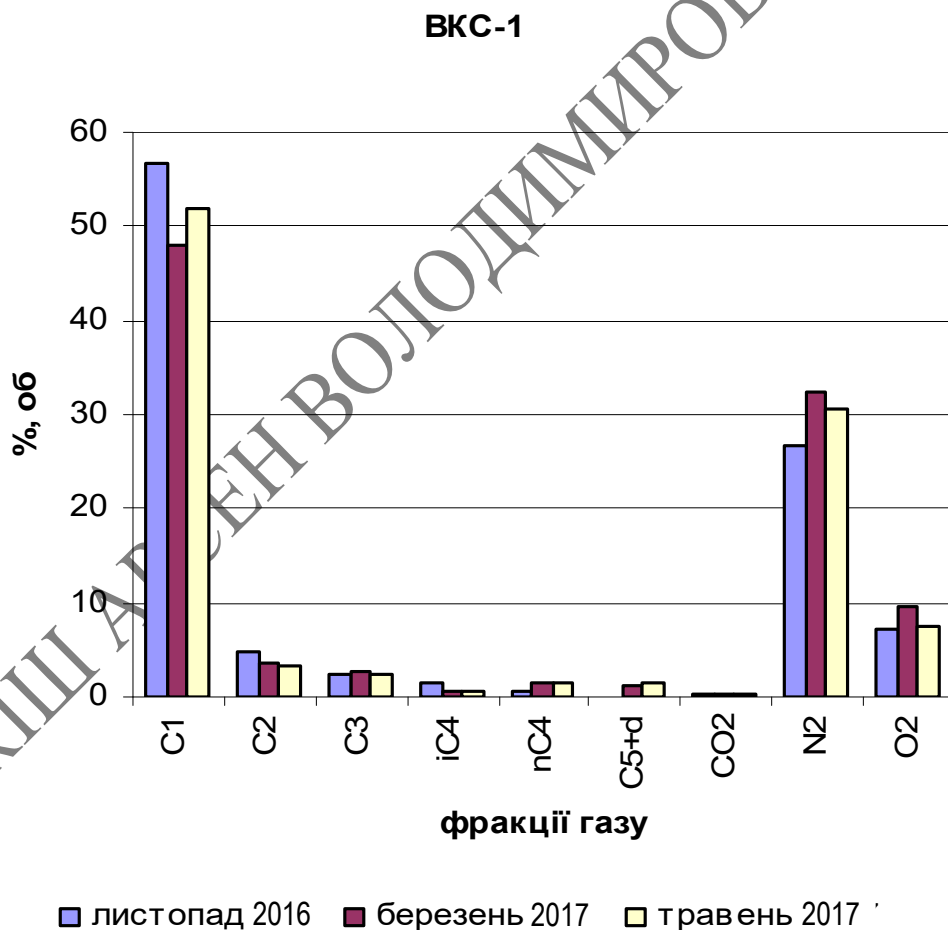


Рис. 3.5 Класифікація заходів, щодо зниження рівня загазованості

Бориславського родовища

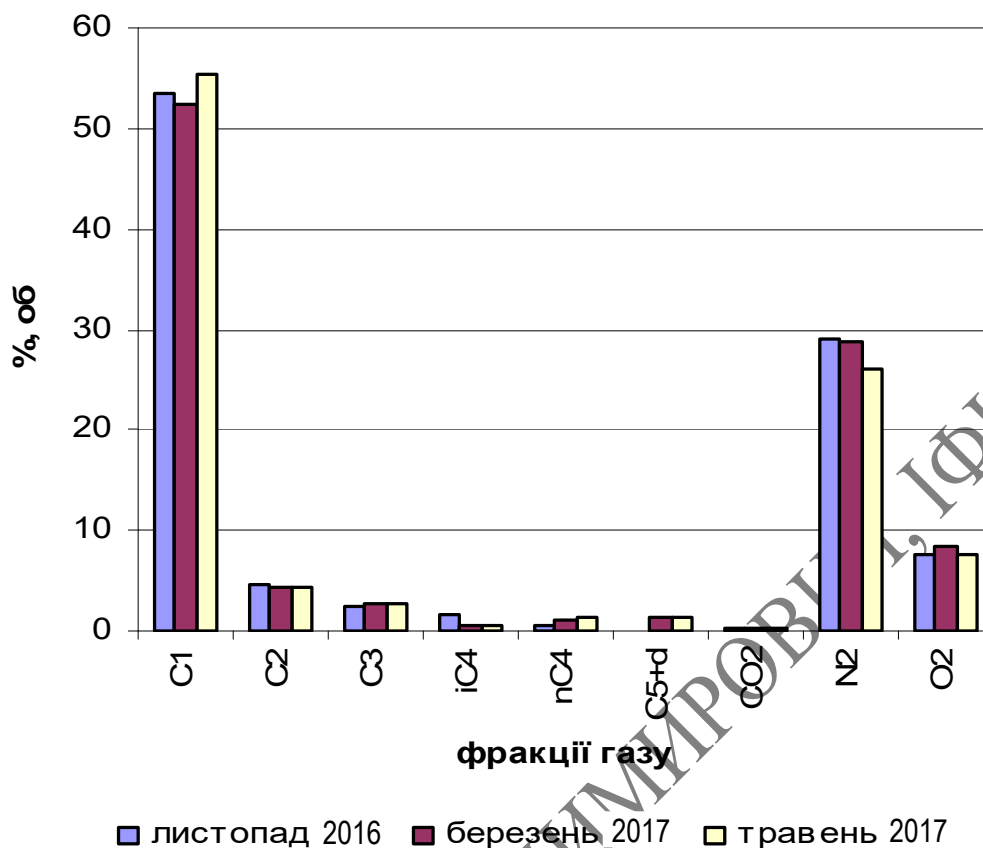
Для прикладу розглянемо один із основних заходів, розроблених з метою максимально можливої ліквідації загазованості - підключення до вакуумної системи збирання нафтового газу свердловин Бориславського родовища. Нафтовий газ з свердловин надходить на компресорну станцію під вакуумом близько – 0,04 МПа, по вакуумному колектору діаметром 500 мм через вакуумний сепаратор, де очищується від механічних домішок і вологи, надходить в компресор. Відібраний ВКС газ, проходячи замірну дільницю, надходить на Бориславський газопереробний завод. Фракційний склад газу по ВКС представлений на рисунках 3.6, 3.7. Як видно з рисунків вміст повітря у газі, що перекачується ВКС складає до 40%, при цьому 60% складають вуглеводневі гази, що потенційно можуть потрапляти в атмосферу, будівлі, приміщення, створюючи при цьому екологічну небезпеку.



**Рис. 3.6.** Фракційний склад газу вакуумно-компресорної станції (ВКС) № 1 м. Борислава



## ВКС-2



**Рис. 3.7.** Фракційний склад газу вакуумно-компресорної станції (ВКС) № 2 м. Борислава

До третьої групи пропонуємо відносити заходи, що мають на меті попередження витоків пластових флюїдів на поверхню. Такі заходи можуть бути найбільш ефективними з точки зору впливу на довкілля, проте вони є найменш дослідженими і, як наслідок, не реалізовані на практиці. Автори вважають, що суттєвого зниження рівня загазованості території м. Борислава можна досягнути за рахунок мінімізації вертикального переміщення вуглеводнів. Такий захід може бути реалізований шляхом перехоплення та максимального вилучення пластових флюїдів із глибинних горизонтів нафтонасичених порід до їх виходу на денну поверхню.

Вилучення вуглеводнів із Бориславського родовища є життєво необхідним для міста заходом, який значною мірою допоможе понизити рівень загазованості. Це

підтверджує ситуація зі св. 494-Борислав, яка була пробурена ударним методом ще 1897 р. та поглиблена 1905 р. Ця свердловина розташована поблизу буд. № 1 по вулиці Нафтовій. Через ймовірне зім'яття обсадної колони та прихоплення насосно-компресорних труб її було виведено з експлуатаційного фонду. Гирло свердловини обладнано верстатом-гойдалкою, електрообладнання якої було відключено від електромережі. 15 лютого 2012 р. зі свердловини стався неконтрольований викид нафтогазової суміші з розливом нафти по прилеглій території (рис. 3.8).



Рис. 3.8. Аварійна ситуація що сталися на свердловині № 494-Борислав

Після прибирання нафти було демонтовано верстат-гойдалку та проведено роботи з ревізії стану технічних колон свердловини і ліквідації можливої причини викиду. Ймовірною причиною викиду нафтогазової суміші було припинення видобування вуглеводнів зі св. 494 та недостатній відбір нафти по сусідніх свердловинах унаслідок замерзання викидних ліній. Було запропоновано провести

капітальний ремонт свердловини і перевести її в дегазаційний фонд із підключенням до вакуумної мережі. Під час проведення ремонтних робіт 16 липня 2012 р. зі свердловини стався викид газонафтової суміші, у результаті чого було забруднено земельну ділянку і незначна частина нафтової суміші потрапила в безіменний струмок (рис. 3.8). Крім цього, через негерметичність водогону нафтопродукти потрапили у мережу водопостачання м. Борислава, що позбавило значну частину мешканців єдиного джерела питної води.

Враховуючи, те, що буріння нових свердловин на території м. Борислава дуже обмежене через щільну міську забудову, вважаємо, що найбільш оптимальним виходом з даної ситуації може бути відновлення окремих ліквідованих свердловин, які би виконували функцію розвантажувальних.

Вибір таких свердловин повинен враховувати наступні фактори:

- ступінь віддаленості свердловини від житлової забудови, можливість відновлення її роботи без створення значних дискомфортних умов проживання для населення;
- наявність інформації про конструкцію свердловини, проведені ліквідаційні роботи, стратиграфічний розріз тощо;
- накопичений видобуток нафти із свердловини до виведення її з експлуатації;
- технічний стан свердловини та можливість її подальшої експлуатації.

Загальна кількість пробурених свердловин Бориславського родовища складає близько 2000 шт. На сьогоднішній день Бориславське родовище характеризується 62-ма свердловинами із загальним накопиченим видобутком нафти понад 100 тис. т., з них 11 мають видобуток понад 200 тис. т., в т. ч. 4 свердловини "найнафтодайніші", з видобутком понад 250 тис. т. [166]. Ці та інші свердловини мають значний потенціал до відновлення пластових тисків і з великою ймовірністю можуть бути потенційними джерелами забруднення навколишнього середовища.

### Висновки до розділу 3

1. Встановлено, що порівняно ранній прояв негативних екологічних наслідків та загострення екологічної ситуації на Бориславському родовищі обумовлений поєднанням кількох факторів: тривалим часом його розробки (початок розробки XVIII ст.); наявністю значної кількості свердловин; формуванням міської агломерації на території родовища. Тому необхідно виважено підходити до вибору свердловин, що підлягають ліквідації. Не ліквідувати свердловини, що володіють потенціалом відновлення пластових тисків і можуть служити об'єктами регульованого відкачування пластових флюїдів з метою запобігання їх неконтрольованого виходу на денну поверхню.
2. Дослідження стану довкілля Бориславського родовища вказує на те, що забруднення вуглеводнями та пластовими водами в більшій чи меншій мірі відбувається практично усіх компонентів довкілля. Найбільше навантаження при цьому припадає на атмосферу та гідросферу.
3. На основі побудови карти загазованості встановлено, що найвищі концентрації вуглеводневих газів територіально співпадають з розташуванням шурфів-колодязів і в меншій мірі залежать від розташування свердловин. Тобто, зони загазованості у Бориславі виникають у місцях розущільнення гірських порід (над розривними порушеннями), виходу вуглеводнів на денну поверхню та неглибокого залягання насичених вуглеводнями порід. Неглибокі гірничі виробітки – нафтові шурфи-колодязі в основному розташовані у місцях виходу вуглеводнів на денну поверхню, поблизу русел річок та потічків, що протікають територією міста. При цьому, значна частина їх виявлена в районі розташування головної водної артерії Борислава – річки Тисмениця. В той же час, основна частина нафтових свердловин дещо віддалена від водойм.
4. Удосконалено класифікацію природоохоронних заходів, які спрямовані на мінімізацію загазованості території нафтогазових родовищ, шляхом розподілу

всіх відомих методів на три основні групи відповідно до їх цільового призначення. На основі розробленої класифікації та визначено, що найбільш перспективними і ефективними є заходи третьої групи, які реалізуються шляхом перехоплення та максимального вилучення пластових флюїдів із глибинних горизонтів нафтонасичених порід до їх виходу на денну поверхню.

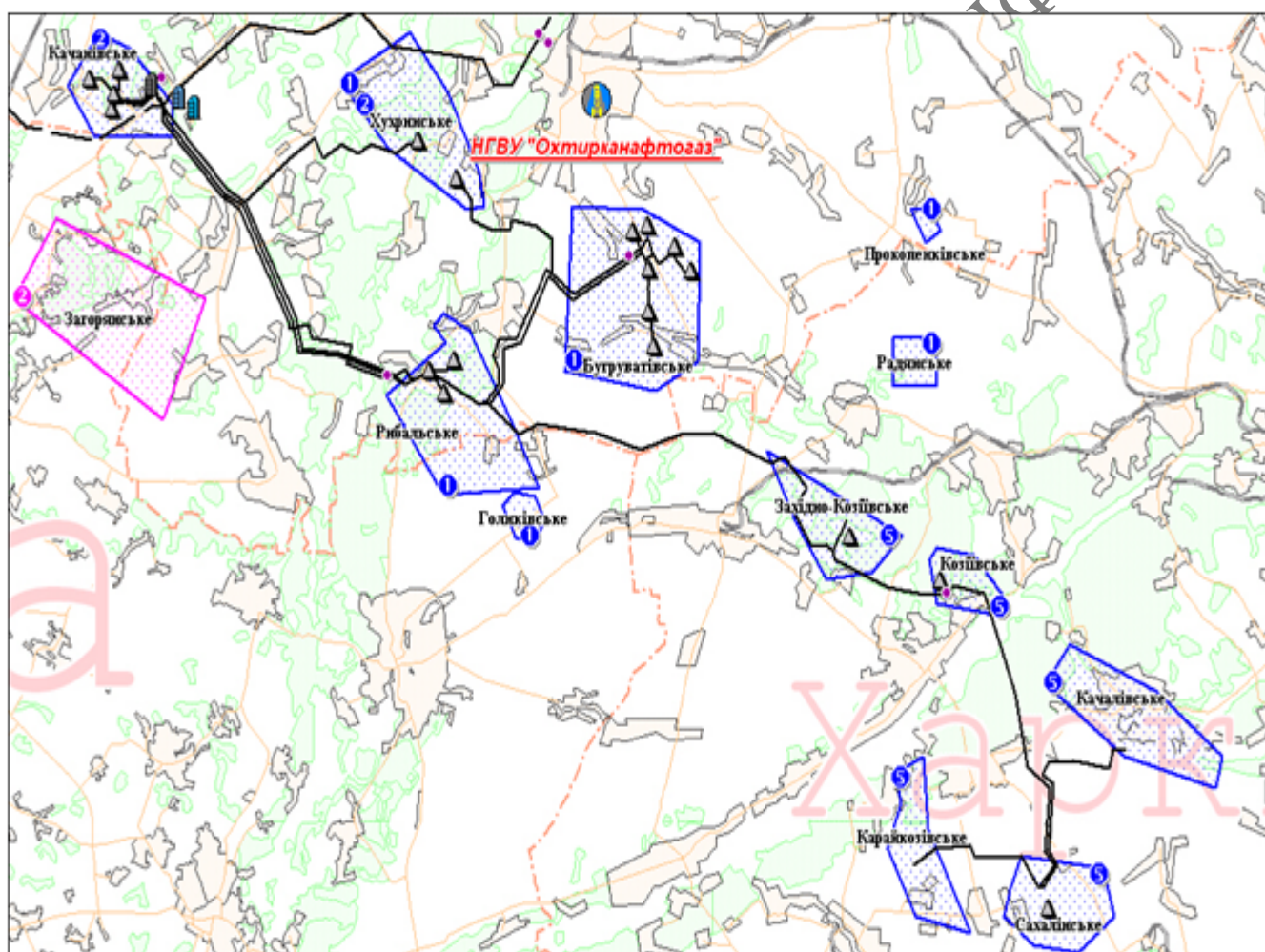
ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНІ

## РОЗДІЛ 4

### ВПЛИВ НАФТОГАЗОВОГО КОМПЛЕКСУ НА ГІДРОСФЕРУ НА ПРИКЛАДІ РИБАЛЬСЬКОГО РОДОВИЩА

#### 4.1 Загальні відомості про Рибальське нафтогазоконденсатне родовище

Рибальське нафтогазоконденсатне родовище розташоване в Охтирському районі Сумської області і південно-східна його частина в Котелевському районі Полтавської області (рисунк 4.1).



**Рис. 4.1.** Оглядова карта району досліджень

За 7 км у північно-східному напрямку від Рибальського родовища знаходиться одне з найбільших нафтових родовищ Сумщини – Бугруватівське, на

південь – Голиківське родовище, з північно-західної частини Рибальське родовище межує із Західно-Рибальським.

У геоморфологічному відношенні Рибальське нафтогазоконденсатне родовище входить до складу Придніпровської низовини і знаходиться в межах Полтавської рівнини. Рельєф району представляє собою слабогорбисту рівнину, розчленовану мережею річкових долин і ярів.

Рибальське нафтогазоконденсатне родовище відкрите в 1963 р. і введено у промислову розробку в 1965 р. Промислова нафтогазоносність родовища пов'язана з продуктивними відкладами юри, тріасу, пермі, та карбону, де виділяється 23 нафтових, газонафтових та газоконденсатних горизонти.

Глибина залягання продуктивних горизонтів коливається від 1380 до 4027 м.

У тектонічному відношенні Рибальське родовище розташоване в межах північної бортової зони Дніпровсько-Донецької западини.

Ліцензійна ділянка родовища має форму витягнутого в північно-західному напрямку багатокутника площею 37,5 км<sup>2</sup>.

Розбурювання Рибальського родовища здійснювалось у період з 1958 по 2007 рік. У межах Рибальського родовища пробурено 202 свердловини середньою глибиною 3100 м.

#### **4.2 Система спостережень за станом гідросфери Рибальського родовища**

Вперше інформація про існування забруднення водоносного горизонту на Рибальському родовищі з'явилася на початку 2000 року, де в результаті випробувань водозабірних свердловин 197 і 198 отримано притік високомінералізованих вод.

Одним з найбільш ймовірних джерел забруднення на Рибальському родовищі розглядалися технологічні аварії на свердловинах 5, 111, які

супроводжувалися відкритим фонтануванням з виносом значної кількості високомінералізованих вод та утворенням кратерів.

На початковій стадії освоєння родовища у процесі буріння свердловин 5 (1966 р.) та 111 (1967 р.) виникли аварійні ситуації.

За інформацією відображеною в первинних документах НГВУ «Охтирканафтогаз» свердловина 111 закладена в склепінній частині Рибальського родовища для розробки нафтових покладів горизонту К-13 середнього карбону. Проектна глибина свердловини 2680 м, фактична – 1612 м. У процесі буріння свердловиною розкрито два газonosних горизонти: газonosний горизонт середньої юри в інтервалі 1320-1369 м та газonosний горизонт піщано-карбонатної товщі триасу в інтервалі 1508-1528 м.

Фактична конструкція свердловини:

- 324 мм кондуктор спущений до глибини 288 м, зацементований до гирла, цементно-крейдовою сумішшю в інтервалі 0-190 м, цементом в інтервалі 190-288 м.
- 219 мм технічна колона спущена на глибину 1611 м, зацементована до гирла. Цементаж цементно-крейдовою сумішшю в інтервалі 0-1000 м, цементаж чистим цементом в інтервалі 1000-1611 м.

При перевірці колона та превентор були герметичними.

29 січня 1967 року, коли долото знаходилось на глибині 750 м, свердловина викинула глинистий розчин і перейшла на відкрите газодияне фонтанування з невеликою кількістю дрібно і тонкозернистого піску. В газі присутні домішки сірководню. Вода гірко-солена. До 31 січня піском розмило технічну колону біля відводу превентора і струменем почало розмивати котлован під буровою. В результаті підмивання вежа бурової впала. Довкола свердловини утворився кратер площею 2,9 га (рисунок 4.2). Все це унеможливило глушіння фонтану через устя свердловини. Для глушіння фонтану пробурено дві похило спрямовані свердловини № 63 та № 110. Відкритий газовий фонтан був заглушений через свердловину № 110, після закачування 240 м<sup>3</sup> глинистого розчину в інтервал



1652-1662 м, що відповідає інтервалу 1572-1581 м свердловини 111. Всього закачано 950 м<sup>3</sup> глинистого розчину.



**Рис. 4.2** Розташування кратера свердловини 111

Пошукова свердловина 5 Рибальського родовища закладена на відклади нижнього карбону. Проектна глибина свердловини 3700 м, фактична глибина 3267 м. в процесі буріння свердловини розкрито декілька газоносних і нафтоносних горизонтів у відкладах юри, тріасу та карбону.

Конструкція свердловини:

- 330 мм кондуктор спущений до глибини 286 м, зацементований до гирла;
- 219 мм технічна колона спущена до глибини 2002 м, зацементована до гирла;
- 147 мм технічна колона від 3233 до 1900 м.

В свердловині при глибині забою 3267 м 10 квітня 1966 року відбувся газовий викид, що перейшов у газовий фонтан. Фонтан загорівся, згоріло обладнання, бурова вежа впала.

Відкритий фонтан був ліквідований 3 липня 1966 року, шляхом закачування у свердловину через ствол похилоспрямованої свердловини 38 води – 7000 м<sup>3</sup>, глинистого розчину – 4000 м<sup>3</sup> і цементу – 160 т.

Довкола устя свердловини утворився кратер, розміром 4 га, заповнений водою (рисунок 4.3).



**Рис. 4.3** Розташування кратера свердловини 5

Для виконання робіт з дослідження якості підземних вод, в районі вищезгаданих кратерів, в 2000 році було додатково пробурено три спостережні свердловини на четвертинний водоносний горизонт.

В цьому ж році для організації гідрохімічного моніторингу на території родовища товариством «Інтелект-Сервіс» на замовлення НГВУ «Охтирканафтогаз» був розроблений «Проект розташування та облаштування спеціальної спостережної режимної мережі гідрохімічних свердловин на Рибальському родовищі НГВУ «Охтирканафтогаз»[172].

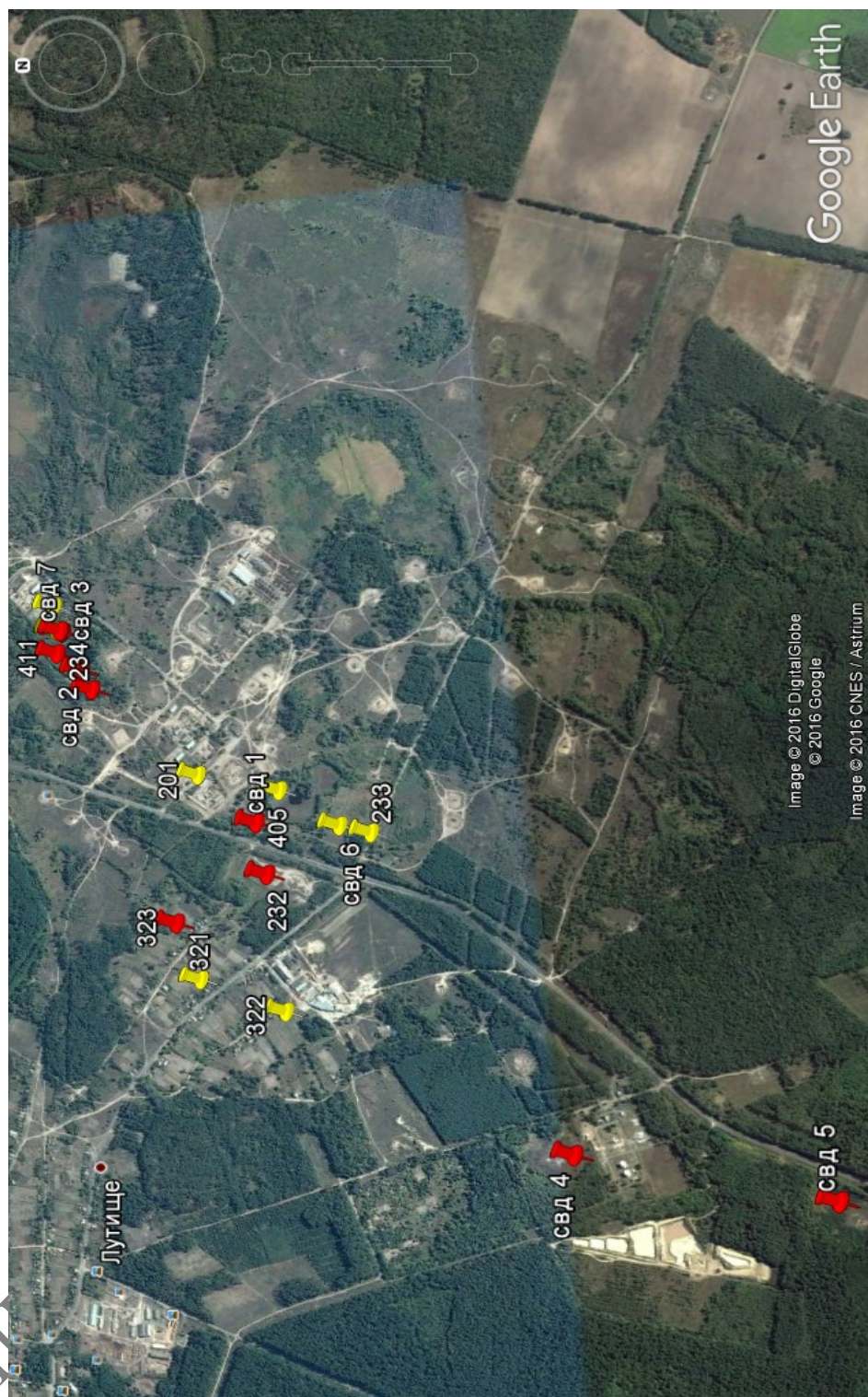
Створена система спостережень представлена на рисунку 4.4, характеристика свердловин в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1

Характеристика пунктів моніторингових спостережень на території Рибальського родовища

Назва пункту спостережень	Рівень стовпа води, м	Глибина свердловини, м
Спостережна св-на 1	5,00	18,60
Спостережна св-на 2	5,00	12,40
Спостережна св-на 3	4,80	12,00
Спостережна св-на 4	9,00	9,80
Спостережна св-на 5	8,00	12,00
Спостережна св-на 6	7,50	8,00
Спостережна св-на 7	6,00	18,00
Спостережна св-на 8	6,50	19,50
Спостережна св-на 9	6,00	31,50
Арт. св-на ЦВНГ №1, промисел	-	-
Спостережна св-на, біля нафтової 198	6,50	70,00
Спостережна св-на, біля нафтової 192	6,00	75,00
Спостережна св-на, системи ППТ 197	6,00	69,00

В подальшому розширення мережі гідрохімічного моніторингу здійснювалося шляхом буріння спостережних свердловин згідно розробленої проектної документації. У 2009 році НДП пробурено ще 3 спостережні свердловини № 4, 5, 6.



**Рис. 4.4** Карта–схема розташування мережі пунктів спостережень на Рибальському родовищі

На сьогоднішній день площа кратерів зменшилась і становить для свердловини 111 близько 0,6 га, для свердловини 5 – 0,2 га.

При цьому, на четвертинний водоносний горизонт пробурені спостережні свердловини 1, 2, 3, 4, 5, 6 Рибальського родовища, свердловини 7, 8 в кущі свердловин біля кратера свердловини 111, артезіанська свердловина ЦВНГ-1.

На новопетрівсько-берекський водоносний горизонт пробурено свердловини 198, 197, 192 та 9 в кущі свердловин біля кратера свердловини 111. Геологічний розріз спостережної свердловини 9 приведено на рисунку 4.5.

Абсолютная отметка устья скважины \_\_\_\_\_  
Глубина скважины 65,0

Масштаб	Номер слоя	Геол. возраст	Описание пород	Геологический разрез и конструкция скважины	Мощность слоя, м			Уровень воды, м			Крепление скважины		Примечание
					от	до	всего	появился устья	установи вспылся	диаметр	глубина		
	1		П. р. с.		0,0	0,5	0,5						
	2		Песок желто-серый мелкозернистый водоносный.										Произведена цементация обсадной колонны до устья
5	3		Песок серый мелкозер с прослойками супеси, водоносный		0,5	7,8	7,3						
10	4		Песок серый мелкозернистый водоносный.		7,8	10,7	2,9						
15													
20													
25													
30													
35			Песок серый мелкозернистый водоносный.								159 мм	0,0 - 38,0 м	
40	5				10,7	38,0	27,3						
45													
50			Глина голубовато-серая, полутвердая с прослойками песчаника										
55													
60	6				38,0	59,0	21,0						
65	7		Песок серый мелкозернистый водоносный.								127 мм	40,5 - 65,0	

Рис. 4.5 Геологічний розріз спостережної свердловини 9 (вікопіювання з паспорту свердловини)

Відбір проб води із мережі спостережних свердловин на родовищі проводиться щоквартально. При відборі підземних вод використовували електронасос з переносним генератором перемінного струму для попереднього відкачування води з свердловин. Проби для проведення аналізу відбирались в скляний посуд пробовідбірником після наповнення свердловин свіжою прибулою водою.

Відбір проб підземних вод із свердловин проводився відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-11:2005. «Якість води. Відбирання проб. Частина 11. Настанови щодо відбирання проб підземних вод».

Для забезпечення точності, повноти і достовірності параметрів, що характеризують екологічну ситуацію на досліджуваній території вибрані наступні показники, перелік яких наведено в таблиці 4.2.

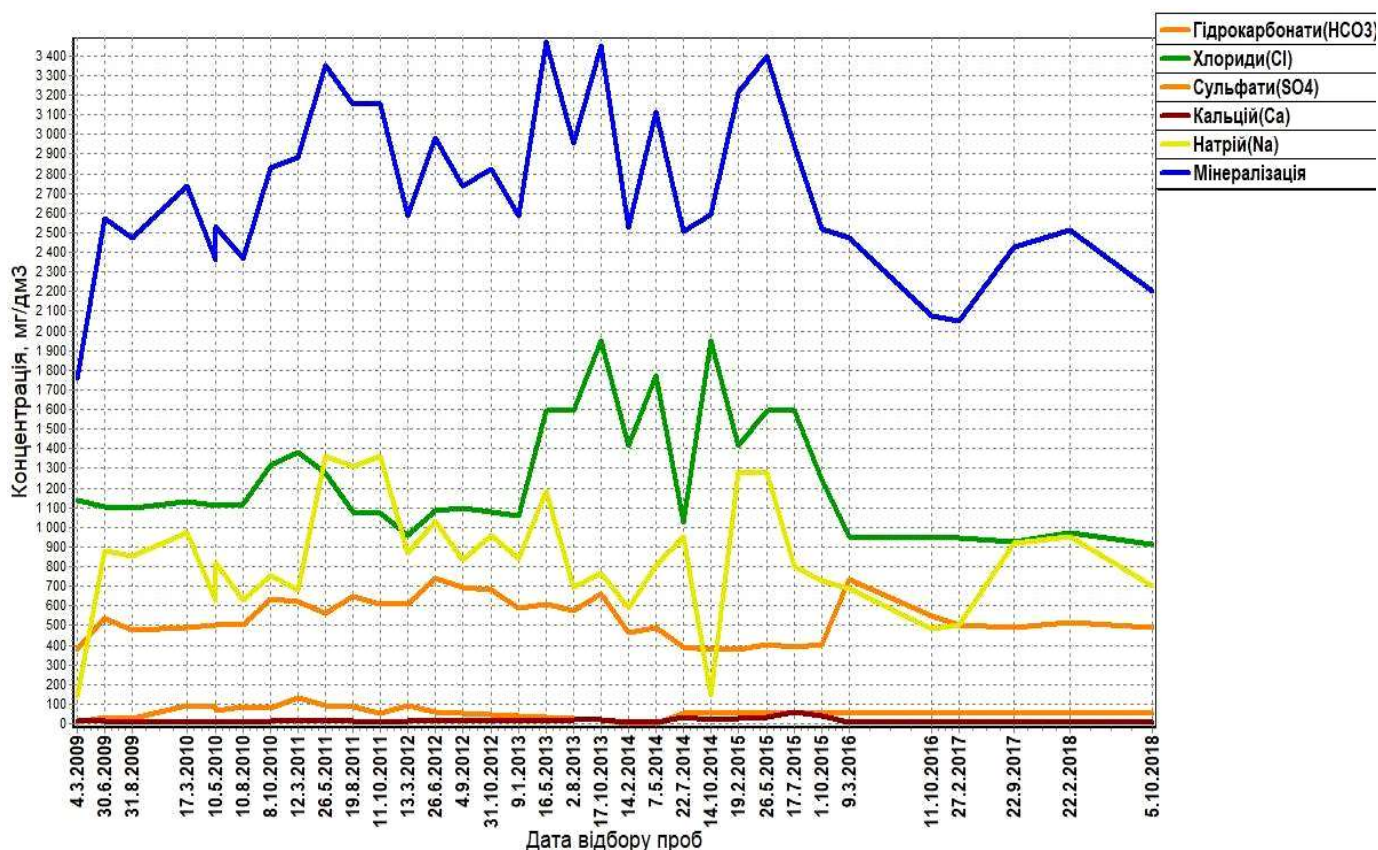
Таблиця 4.2

## Перелік показників досліджень

Назва компоненту довкілля	Показники, що визначаються
Поверхневі та підземні води	<ul style="list-style-type: none"> <li>- водневий показник, рН;</li> <li>- гідрокарбонати (<math>\text{HCO}_3^-</math>);</li> <li>- карбонати (<math>\text{CO}_3^{2-}</math>);</li> <li>- хлориди (<math>\text{Cl}^-</math>);</li> <li>- сульфати (<math>\text{SO}_4^{2-}</math>);</li> <li>- нітрати (<math>\text{NO}_3^{2-}</math>);</li> <li>- кальцій (<math>\text{Ca}^{2+}</math>);</li> <li>- магній (<math>\text{Mg}^{2+}</math>);</li> <li>- натрій (<math>\text{Na}^+</math>);</li> <li>- калій (<math>\text{K}^+</math>);</li> <li>- іон амонію (<math>\text{NH}_4^+</math>);</li> <li>- залізо загальне (<math>\text{Fe}</math>);</li> <li>- нафтопродукти;</li> <li>- сухий залишок;</li> <li>- мінералізація;</li> <li>- жорсткість.</li> </ul>

За результатами проведених досліджень стану підземних вод нами встановлено, що у спостережних свердловинах 2, 3, 4, 5, 7, 9, 192 якість води стабільна, вода прісна. Підвищена мінералізація води на родовищі спостерігається у спостережних свердловинах 197, 198, 1, 6, 8 (рисунки 4.6 – 4.10). Як видно з рисунків 4.6 – 4.10 протягом 2009 – 2018 років спостерігаються коливання загальної мінералізації вод, при цьому мінералізація води у визначених свердловинах залишається високою. Необхідно зазначити, що у свердловині 6 мінералізація води сформована в основному за рахунок гідрокарбонат-іону, а у свердловинах 197, 198, 1, 8 – хлоридів.

За результатами проведених досліджень на родовищі нами не виявлено забруднення поверхневих та підземних вод нафтопродуктами, основним джерелом забруднення вод на родовищі є високомінералізовані пластові води.



**Рис. 4.6.** Динаміка зміни фізико-хімічного складу вод у спостережній свердловині 8

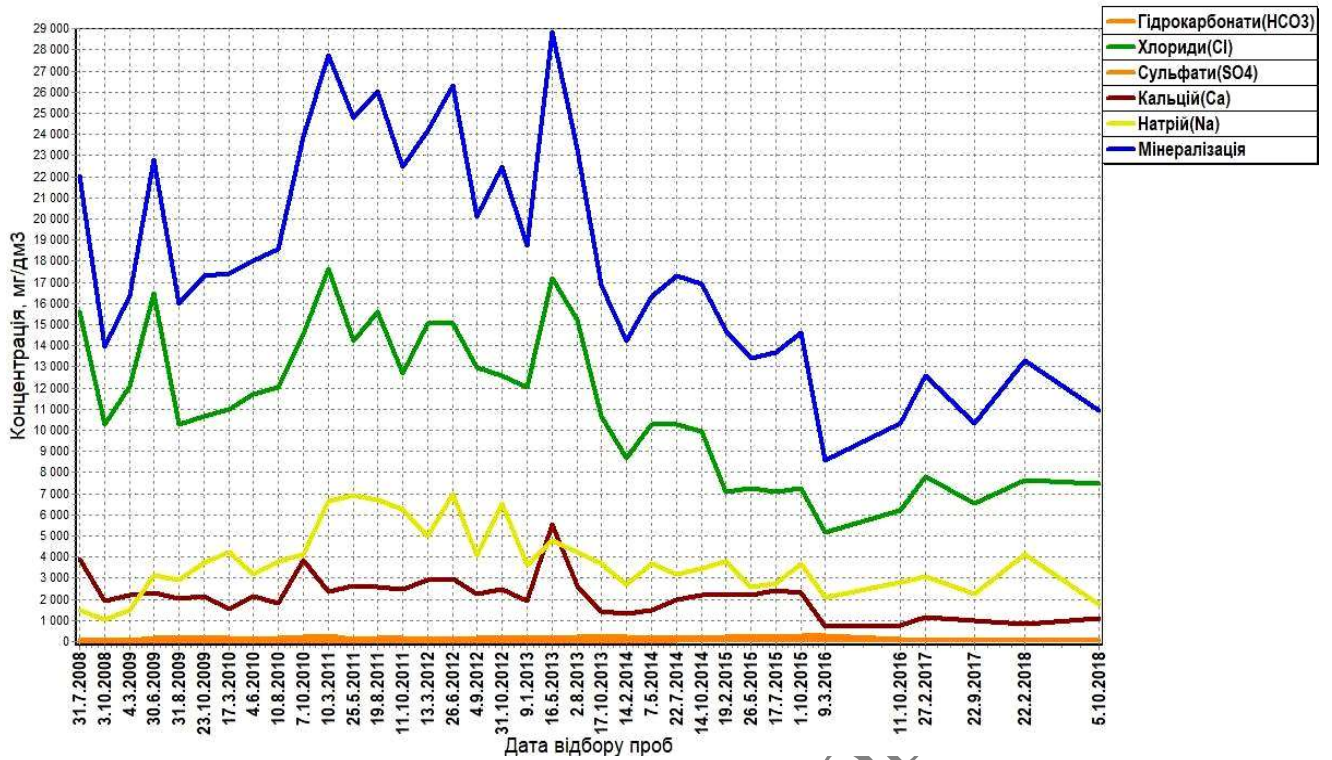


Рис. 4.7. Динаміка зміни фізико-хімічного складу вод у спостережній свердловині 197 Рибальського родовища

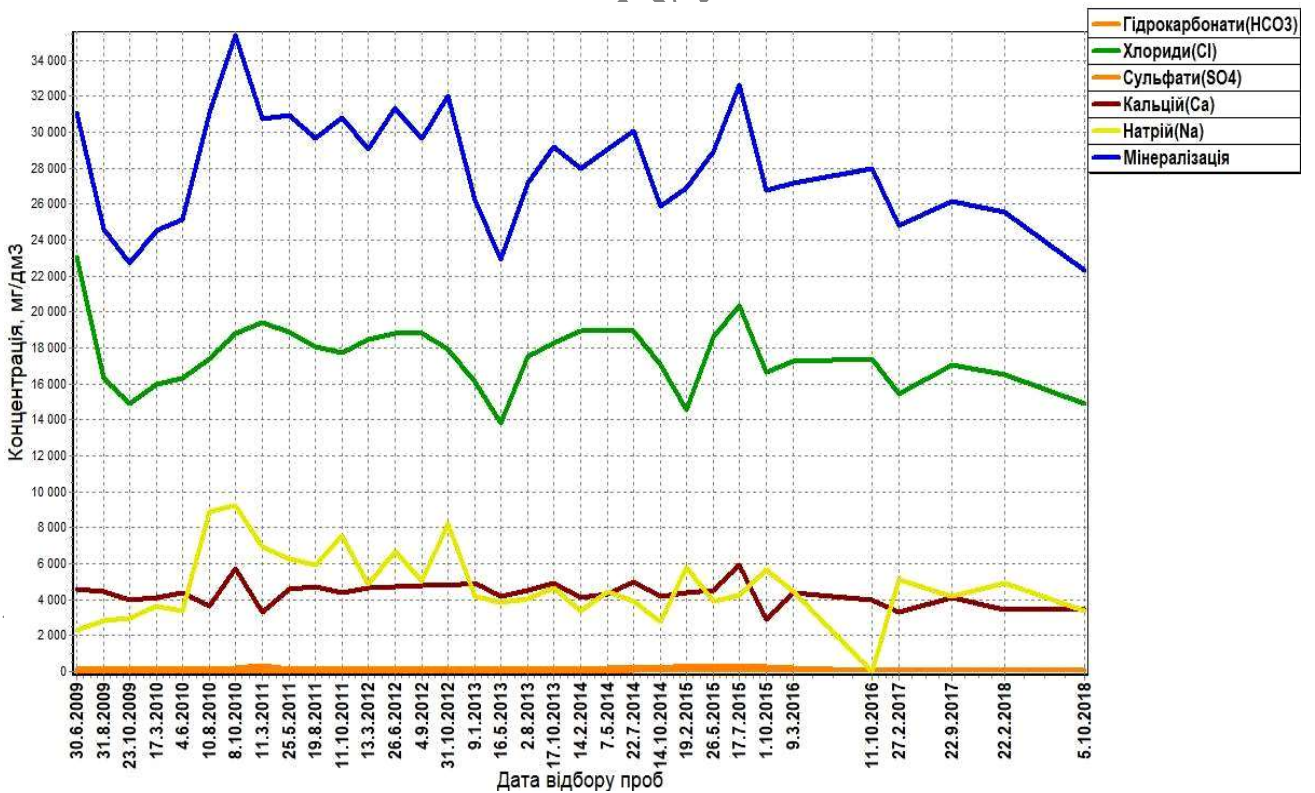


Рис. 4.8. Динаміка зміни фізико-хімічного складу вод у спостережній свердловині 198 Рибальського родовища



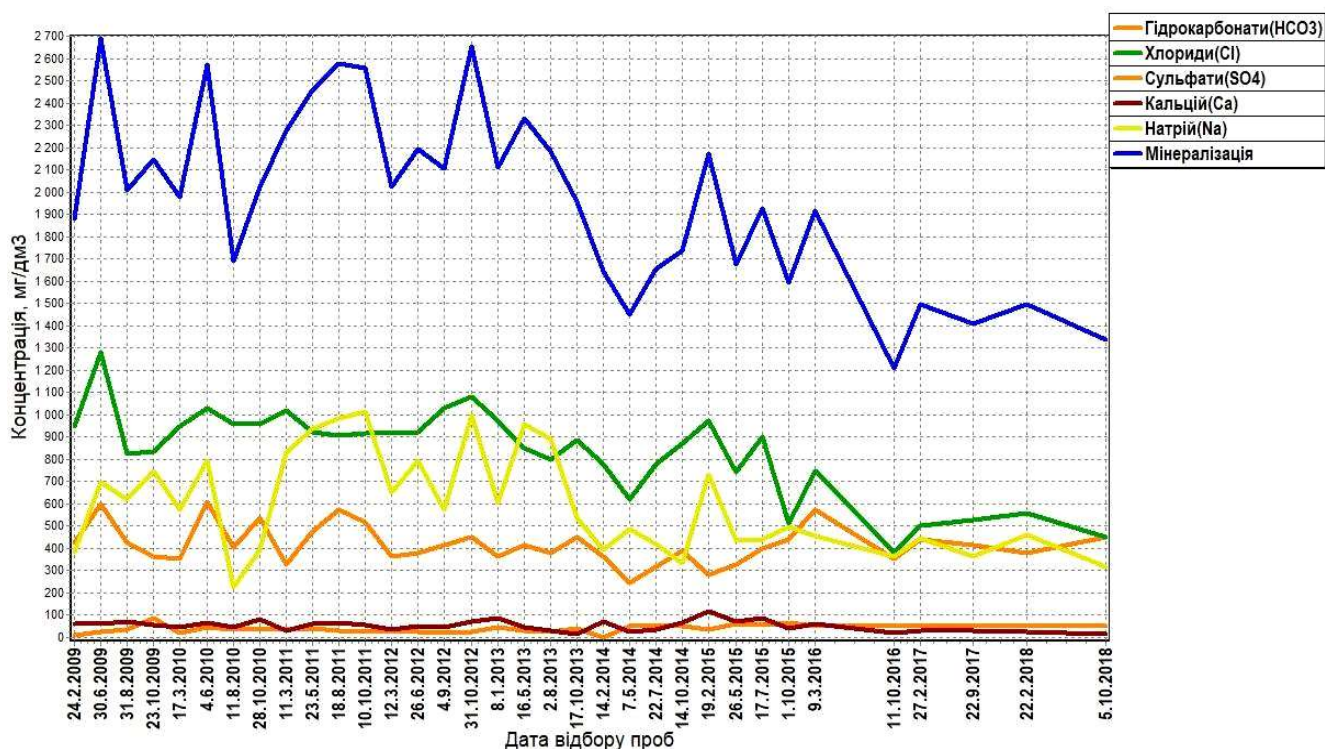


Рис. 4.9 Динаміка зміни фізико-хімічного складу вод у спостережній свердловині 01 Рибальського родовища

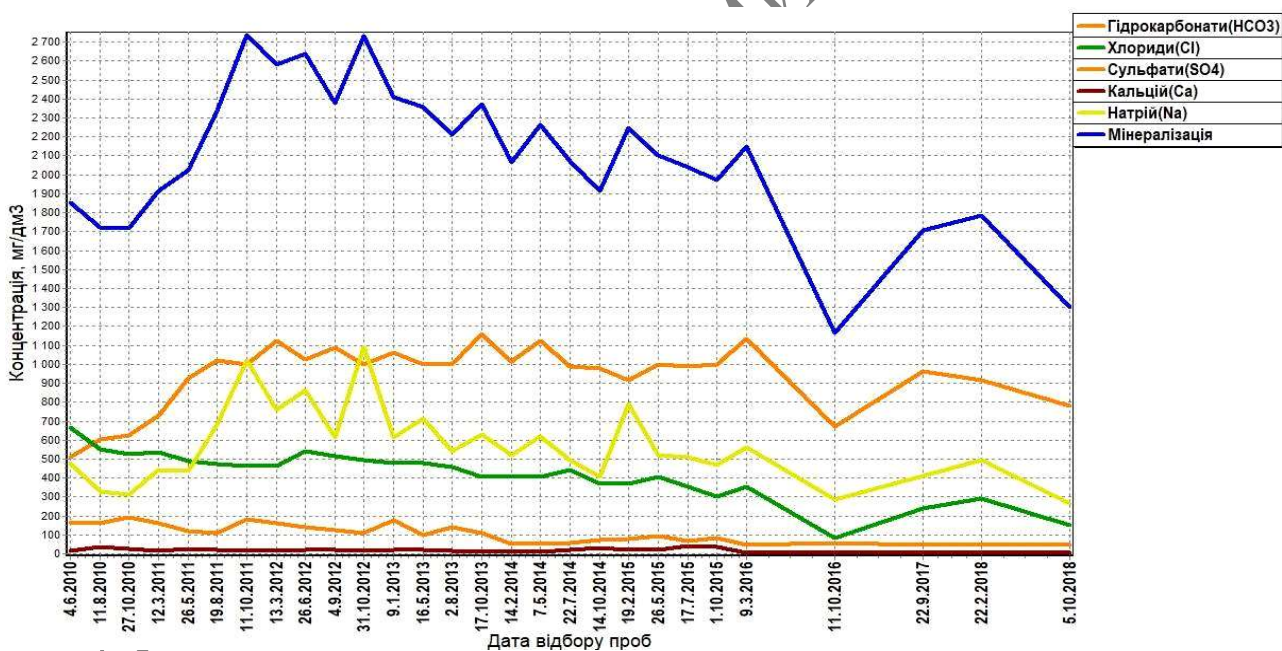


Рис. 4.10. Динаміка зміни фізико-хімічного складу вод у спостережній свердловині 06 Рибальського родовища

### 4.3 Дослідження властивостей пластових вод

Природні поклади нафти і газу, як правило, супроводжуються наявністю пластових вод. В процесі довготривалої експлуатації відбувається «старіння»

нафтогазових родовищ. Із виснаженням нафтових покладів продукція свердловин обводнюється і на поверхню видобувається все більші об'єми пластових вод. У той же час пластові води є побічним продуктом, застосування якого у господарстві та промисловості є суттєво обмеженим. Фактично пластові води є екологічно небезпечними відходами нафтогазової промисловості, єдиним реальним шляхом утилізації яких, на сьогоднішній день, є використання у системах підтримки пластового тиску (ПТТ). За відсутності системи ПТТ на родовищі супутньо-пластові води захороняються чи повертаються до підземних горизонтів.

Екологічна небезпека пластових вод полягає у високій концентрації солей у їх складі, що у виниклих умовах стають забруднюючими речовинами по відношенню до компонентів навколишнього середовища. З технологічної точки зору транспортування, зберігання, утилізація (захоронення) та повернення пластових вод є складним процесом, оскільки в системі ПТТ використовують високі тиски, при цьому пластові води є агресивним середовищем. Виходячи з цього, ймовірність поривів трубопроводів пластових вод, руйнування стінок обсадних колон та іншого технологічного обладнання є дуже високою.

Таким чином, вивчення фізико-хімічних властивостей пластових вод та закономірностей їх формування є актуальним завданням.

Відомо, що основними складовими розчинених солей пластових вод є хлорид-іон, сульфат-іон, гідрокарбонат-іон, натрій-іон, калій-іон, кальцій-іон, магній-іон. При цьому розчинені солі у воді взаємодіють між собою за механізмом, який наведено нижче.

Із катіонів найбільш здатним до міграції є натрій іон, це практично ідеальний мігрант, який не утворює нерозчинних солей і може випадати в осад виключно внаслідок перенасичення розчину солями. Для катіону натрію практично не існує хімічних бар'єрів з цієї причини іон натрію є основним катіоном пластових вод.

Іон кальцію також є добрим мігрантом, проте, його концентрація може знижуватись внаслідок утворення нерозчинних та малорозчинних солей –

сульфату та карбонату кальцію. Гідрокарбонат кальцію є розчинною сіллю, проте в процесі транспортування вод доокислюється до нерозчинного карбонату кальцію і випадає в осад.

Хлорид кальцію є добре розчинною сіллю, саме наявність хлориду кальцію у розчині обумовлює наявність катіону кальцію у пластових водах. Слід зазначити, що у природному середовищі розчинність та випадання в осад катіону кальцію є зворотніми процесами, тому в залежності від умов може відбуватись як насичення вод іоном кальцію, так і пониження його концентрації у воді.

Катіон магнію за своїми хімічними властивостями подібний до катіону кальцію. Проте сульфат магнію є добре розчинною сіллю, що поряд із доброю розчинністю хлориду магнію обумовлює його хороші міграційні властивості. Відповідно до даних [173] за вмістом у річкових водах та ґрунтах магній знаходиться на другому місці після кальцію.

У пластовій воді переважає катіон кальцію, що пов'язано із процесами доломітизації [174]



Серед аніонів значною міграційною здатністю суттєво відрізняється хлорид іон. З усіма основними катіонами хлорид іон утворює добре розчинні солі та мало піддається сорбції породами, що є запорукою його транспортування водою.

Гідрокарбонат іон переважає у прісних водах. У високомінералізованих водах його вміст обмежується наявністю іонів кальцію та магнію, які утворюють з гідрокарбонатами нестійкі водорозчинні солі, що в подальшому осаджуються у вигляді нерозчинних карбонатів.

Сульфат іон у прісних водах займає друге місце після карбонатів. У той же час у високомінералізованих водах вміст сульфат іону надзвичайно низький. Обумовлено наявністю надлишкового вмісту іонів кальцію та магнію, які фактично є хімічним бар'єром для сульфат іону.

Загальна мінералізація пластових вод може коливатись в широкому діапазоні і сягати до 400 г/дм<sup>3</sup> [175].

Нами проведено дослідження фізико-хімічного складу пластових вод з метою встановлення закономірностей його формування. Для аналізу взято пластові води Охтирського нафтопромислового регіону.

Проведено обробку 45 результатів аналізів пластових вод, які виконувались протягом 2013-2016 років.

Було розраховано коефіцієнт кореляції Пірсона попарно для кожного з катіонів та аніонів у пластовій воді (таблиця 4.3). При цьому величини концентрацій складових розчинених солей розраховувались у моль/дм<sup>3</sup>. Загальна мінералізація води розраховувалась як сума концентрацій у моль/дм<sup>3</sup> всіх макроіонів, що досліджувались.

Таблиця 4.3

Розраховані коефіцієнти кореляції Пірсона між складовими розчинених солей пластових вод

	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>	мінералізація
Cl <sup>-</sup>	1						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,55	1					
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,15	-0,26	1				
Ca <sup>2+</sup>	0,84	-0,63	-0,09	1			
Mg <sup>2+</sup>	0,22	-0,18	0,11	0,17	1		
K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>	0,96	-0,44	-0,18	0,67	0,11	1	
мінералізація	0,99	-0,53	-0,15	0,82	0,20	0,97	1

Для оцінки тісноти зв'язків була прийнята загальна класифікація кореляційних зв'язків, яка складає:

Сильний або тісний при коефіцієнті кореляції  $r > 0,70$ ;

- середній при  $0,50 < r \leq 0,70$ ;

- помірний при  $0,30 < r \leq 0,50$ ;

- слабкий при  $0,20 < r \leq 0,30$ ;

- дуже слабкий при  $r \leq 0,20$ .

Як видно із результатів розрахунків прямий тісний кореляційний зв'язок спостерігається між загальною мінералізацією води, та концентрацією катіонів натрію і кальцію (коефіцієнти кореляції становлять відповідно 0,97 та 0,82), а також хлорид аніону (коефіцієнт кореляції 0,99).

Відповідно тісний кореляційний зв'язок спостерігається також між хлорид аніоном та аніоном кальцію (коефіцієнт кореляції 0,84), хлорид аніоном та катіоном натрію (коефіцієнт кореляції 0,96).

Катіони кальцію і натрію володіють прямим зв'язком середньої сили між собою (коефіцієнт кореляції складає 0,67), який при цьому близький до значення тісного (0,70). Аналогічно, обернений середній зв'язок спостерігається між катіоном кальцію та сульфат аніоном (-0,63). У цьому випадку тіснота кореляційного зв'язку теж наближається до значення сильного.

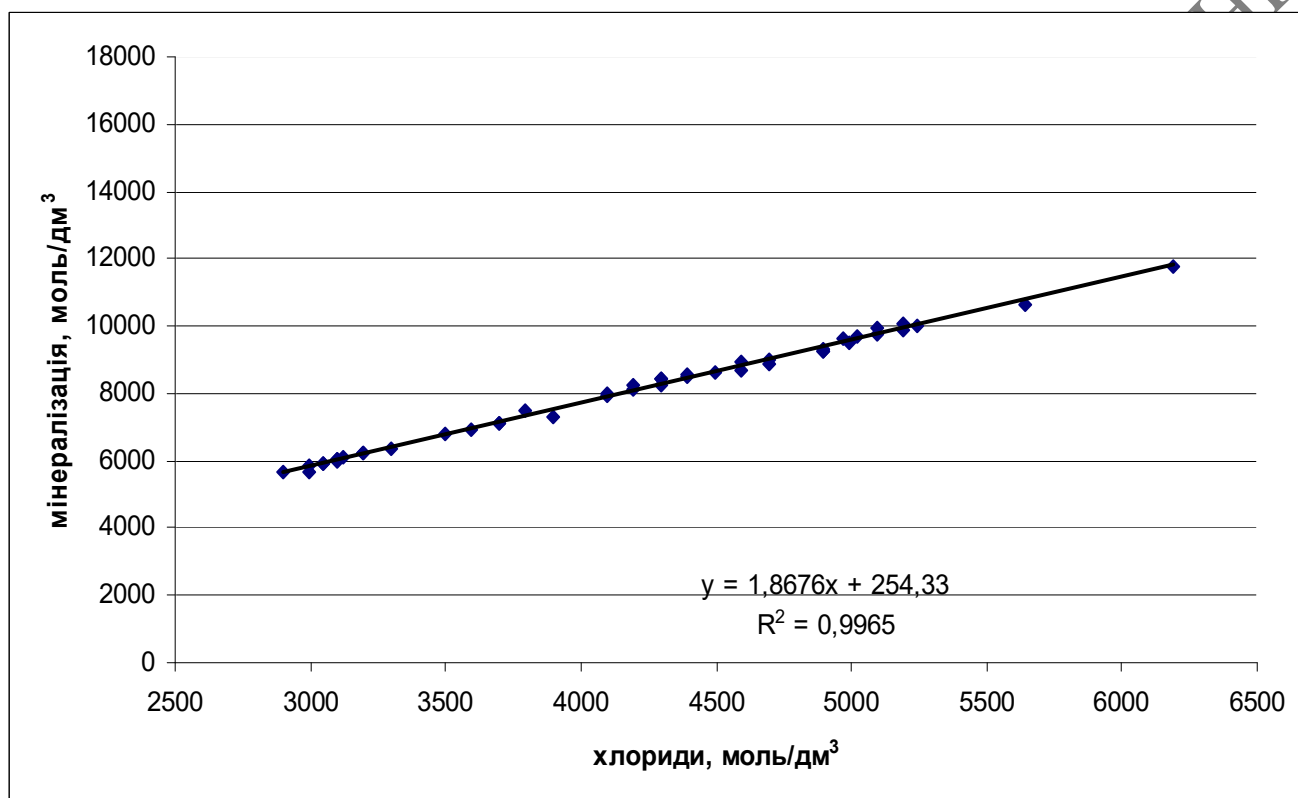
Крім того, середньої сили обернений кореляційний зв'язок встановлено між сульфат аніоном і хлорид аніоном, а також середньої сили обернений кореляційний зв'язок між загальною мінералізацією води та сульфат катіоном. Проте значення коефіцієнта кореляції як у першому (-0,55), так і у другому (-0,53) випадках близьке до помірному (0,49).

Між іншими парами макрокомпонентів солей пластових вод величина зв'язку була слабкою або дуже слабкою.

Слід також зазначити, що незалежно від абсолютного значення коефіцієнта кореляції, тобто тісноти зв'язку, концентрація сульфатів у пластовій воді обернена до концентрацій будь якого з макроіонів у пластовій воді, в тому числі загальної мінералізації.

Виходячи із встановлених вище взаємозв'язків нами побудовано залежності між значеннями концентрацій компонентів солей у пластовій воді, для яких встановлено тісні та середньої сили кореляційні зв'язки (рисунки 4.11 - 4.14).

На рисунку 4.11 наведено залежність між концентрацією хлоридів та загальною мінералізацією пластової води.



**Рис. 4.11.** Залежність між концентрацією хлорид-іону та загальною мінералізацією води у пластових водах

За результатами проведених розрахунків (рисунок 4.11), нами встановлено, що взаємозв'язок між загальною мінералізацією води та вмістом хлорид-іону, визначається лінійною залежністю:

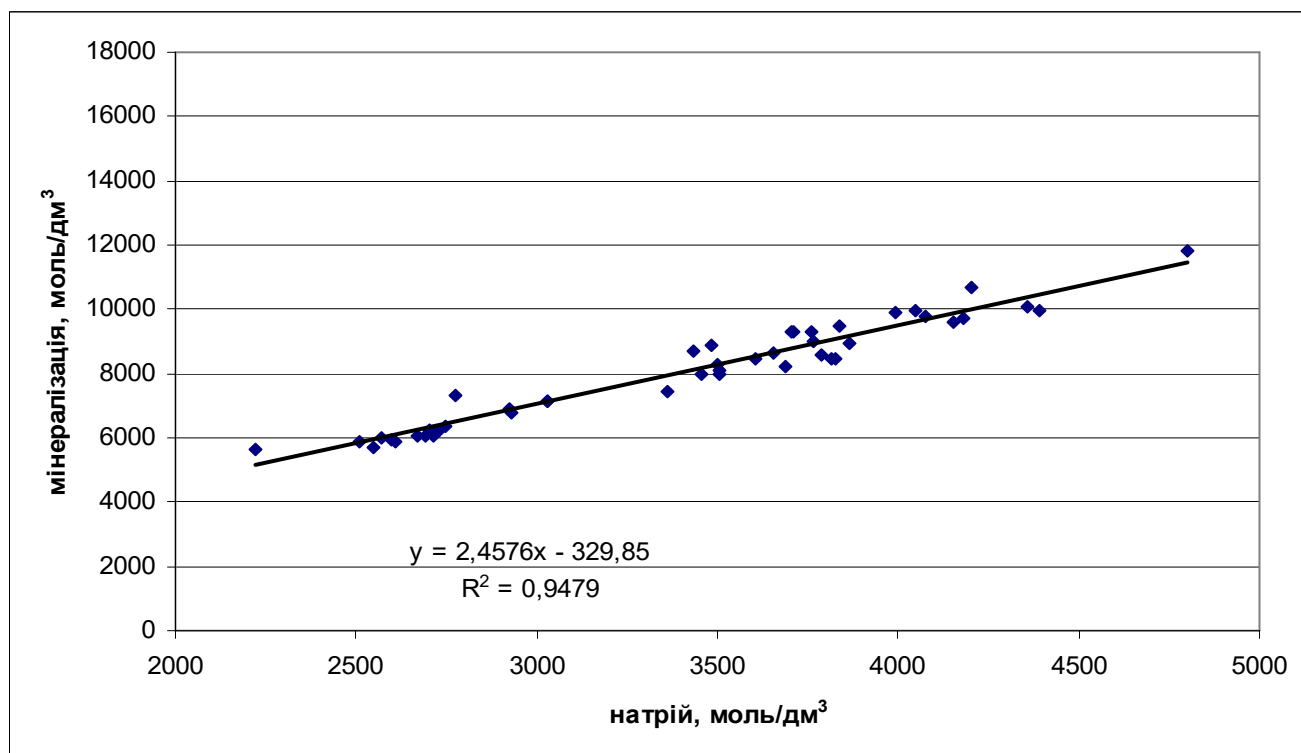
$$C_{(min)} = 1,8676C_{(Cl)} + 254,33 \quad (4.1)$$

де  $C_{(min)}$  – загальна мінералізація води, моль/дм<sup>3</sup>;

$C_{(Cl)}$  - концентрація хлорид-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

При цьому коефіцієнт детермінації набуває високих значень і становить  $R^2 = 0,99$ .

На рисунку 4.12 наведено залежність між вмістом натрій іону та загальною мінералізацією води.



**Рис. 4.12.** Залежність між концентрацією натрій-іону та загальною мінералізацією води у пластових водах

За результатами проведених розрахунків (рисунок 4.12), нами встановлено, що взаємозв'язок між загальною мінералізацією води та вмістом натрій-іону, визначається лінійною залежністю:

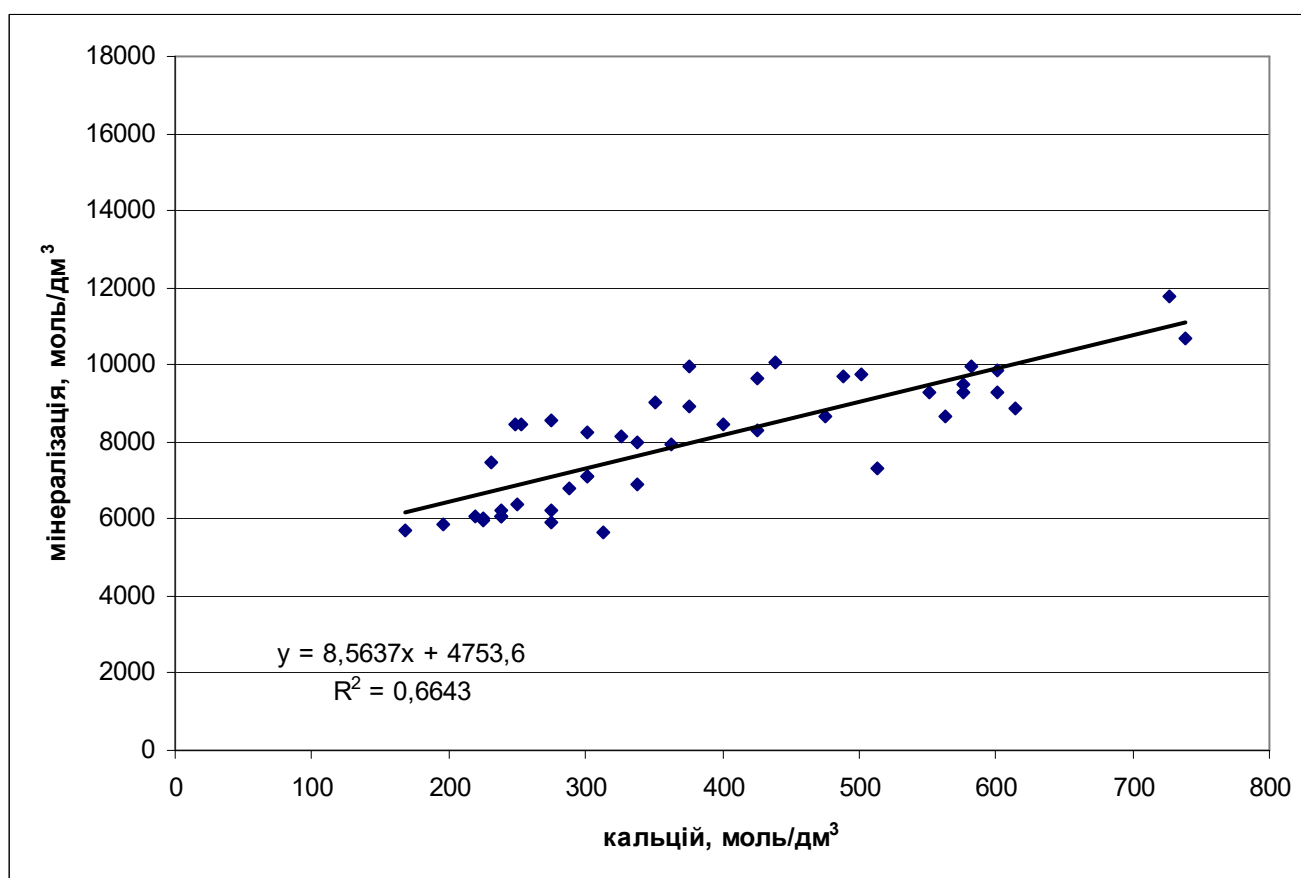
$$C_{(min)} = 2,4576C_{(Na^+)} - 339,85 \quad (4.2)$$

де  $C_{(min)}$  – загальна мінералізація води, моль/дм<sup>3</sup>;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

При цьому значення коефіцієнту детермінації є високим і становить  $R^2 = 0,95$ .

На рисунку 4.13 наведено залежність між вмістом кальцій іону та загальною мінералізацією води.



**Рис. 4.13.** Залежність між концентрацією кальцій-іону та загальною мінералізацією води у пластових водах

Як видно із залежності наведеної на рисунку 4.13 взаємозв'язок між загальною мінералізацією води та вмістом кальцій-іону, визначається лінійною залежністю:

$$C_{(min)} = 8,5637C(Ca^{2+}) + 4753,6 \quad (4.3)$$

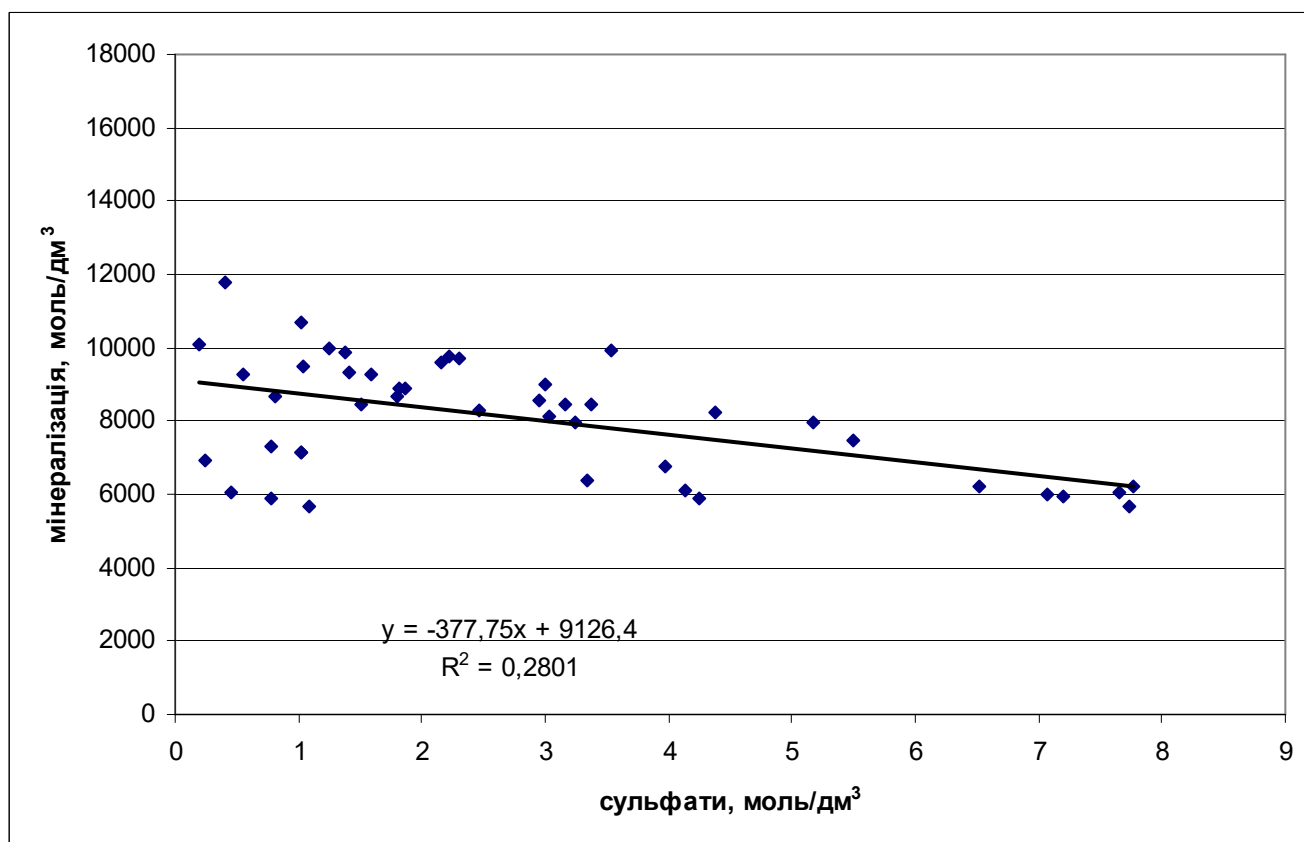
де  $C_{(min)}$  – загальна мінералізація води, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

При цьому коефіцієнт детермінації є достатньо високим і становить  $R^2 = 0,66$ .



На рисунку 4.14 наведено залежність між вмістом сульфат іону та загальною мінералізацією води.



**Рис. 4.14.** Залежність між концентрацією сульфат-іону та загальною мінералізацією води у пластових водах

Як видно із залежності наведеної на рисунку 4.14, взаємозв'язок між загальною мінералізацією води та вмістом сульфат-іону, визначається лінійною залежністю:

$$C_{(min)} = -377,75C_{(SO_4^{2-})} + 9126,4 \quad (4.4)$$

де  $C_{(min)}$  – загальна мінералізація води, моль/дм<sup>3</sup>;

$C_{(SO_4^{2-})}$  - концентрація сульфат-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

При цьому значення коефіцієнту детермінації не є високим і становить  $R^2 = 0,28$ .

Аналогічні залежності побудовані нами для пар хлориди – натрій, кальцій – натрій, кальцій – хлориди, сульфати – хлориди, сульфати – кальцій.

Для пари хлориди-натрій залежність має наступний вигляд:

$$C(\text{Na}^+) = 0,7102C(\text{Cl}) + 445,13 \quad (4.5)$$

де  $C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлорид-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

Коефіцієнт детермінації становить 0,92.

Взаємозв'язок пари кальцій-натрій визначається залежністю:

$$C(\text{Ca}^{2+}) = 0,1607C(\text{Na}^+) - 163,08 \quad (4.6)$$

де  $C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

Коефіцієнт детермінації становить 0,45.

Взаємозв'язок пари кальцій-хлориди визначається залежністю:

$$C(\text{Ca}^{2+}) = 0,15C(\text{Cl}) - 244,31 \quad (4.7)$$

де  $C(\text{Ca}^{2+})$  – загальна мінералізація води, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлорид-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

Коефіцієнт детермінації становить 0,72.

Для пари сульфати-хлориди залежність має наступний вигляд:

$$C(\text{SO}_4^{2-}) = -0,0014C(\text{Cl}) + 8,872 \quad (4.8)$$

де  $C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлорид-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

Коефіцієнт детермінації становить 0,30.

Для пари сульфати-кальцій:

$$C(\text{SO}_4^{2-}) = -0,0092C(\text{Ca}^{2+}) + 6,3995 \quad (4.9)$$

де  $C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, моль/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, моль/дм<sup>3</sup>.

Коефіцієнт детермінації становить 0,3929.

Нами розраховано співвідношення концентрацій іонів відносно загальної мінералізації води. Результати проведених розрахунків представлені у таблиці 4.4.

Як видно з результатів розрахунків концентрація хлоридів у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,5082-0,53331, середнє значення – 0,5179.

Таблиця 4.4

Співвідношення концентрацій іонів відносно загальної мінералізації вод

Іон Cl <sup>-</sup>	Іон SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Іон HCO <sub>3</sub>	Іон Ca <sup>2+</sup>	Іон Mg <sup>2+</sup>	Іон K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>
1	2	3	4	5	6
0,525566	0,000139	0,000182	0,060849	0,008974	0,40429
0,527136	0,000171	0,000215	0,062069	0,010917	0,399492
0,528698	0,000207	9,21E-05	0,064871	0,010934	0,395198
0,529444	0,000204	6,77E-05	0,069232	0,007859	0,393193
0,525158	0,000124	0,00022	0,05834	0,010785	0,405372
0,525666	0,00011	0,000211	0,060658	0,009335	0,40402
0,519293	3,55E-05	0,000347	0,04885	0,009149	0,422326
0,51552	0,000209	0	0,04217	0,008529	0,433572
0,515975	0,000524	0,000282	0,039222	0,013883	0,430114
0,514552	0,000651	0,000201	0,045649	0,004776	0,434171

## Продовження таблиці 4.4

1	2	3	4	5	6
0,514552	0,000651	0,000201	0,045649	0,004776	0,434171
0,527264	6,01E-05	0,00028	0,064783	0,00819	0,399423
0,529142	0,000191	0,00053	0,055307	0,022373	0,392457
0,533142	0,000106	0,001095	0,070299	0,015606	0,379752
0,524867	3,41E-05	0,000119	0,061585	0,006443	0,406953
0,518103	0,000142	0,000449	0,042152	0,01421	0,424945
0,518103	0,000142	0,000449	0,042152	0,01421	0,424945
0,517098	0,000132	0,001019	0,046783	0,008602	0,426366
0,510372	7,43E-05	0,000462	0,039235	0,002088	0,447769
0,508527	0,000736	0,000375	0,030884	0,008827	0,45065
0,512746	0,001211	0,000135	0,037955	0,010662	0,437291
0,510417	0,001261	0,000231	0,036139	0,008354	0,443598
0,510837	0,000724	0,000171	0,033318	0,010368	0,444583
0,508753	0,001358	0,000351	0,029485	0,012462	0,44759
0,513948	0,001048	0,000193	0,044318	0,006112	0,434382
0,513133	0,000407	0,000251	0,042384	0,004763	0,439062
0,509758	0,000531	0,000267	0,036536	0,004619	0,448289
0,52116	0,000228	0,000102	0,051269	0,01037	0,416871
0,515779	0,001177	0,000167	0,037563	0,016884	0,42843
0,515355	0,000587	0,000177	0,042477	0,009339	0,432065
0,512486	0,001246	0,000192	0,038166	0,010157	0,437752
0,525863	0,000151	0	0,059227	0,01089	0,403869
0,516587	0,000237	0,000124	0,050288	0,002608	0,430157
0,516098	0,000224	0,000166	0,044239	0,007895	0,431377
0,518436	0,000177	7,08E-05	0,047291	0,008967	0,425057
0,519435	9,42E-05	0,000162	0,055016	0,002928	0,422365
0,515947	0,000373	0,000246	0,040061	0,012466	0,430907

Кінець таблиці 4.4

1	2	3	4	5	6
0,512221	0,000355	0,000302	0,037792	0,007644	0,441687
0,518941	0,000298	0,000121	0,051466	0,006123	0,42305
0,520649	0,000333	0,000177	0,038904	0,022482	0,417453
0,508466	0,000375	0,000426	0,029959	0,0087	0,452074
0,512106	0,000344	0,00035	0,032116	0,013287	0,441798
0,508189	0,000399	0,000497	0,02935	0,008995	0,452571
0,529045	9,65E-05	0,000281	0,069293	0,007126	0,394158
0,515851	1,87E-05	0,000179	0,043549	0,00755	0,432852
0,512681	0,00068	0,000394	0,039097	0,008324	0,438824

Концентрація натрію у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,3798-0,4483, середнє значення – 0,4252.

Концентрація кальцію у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,0295-0,0703, середнє значення – 0,047.

Концентрація сульфатів у пластових водах відносно мінералізації коливається у межах 0,00003-0,00068, середнє значення – 0,000404.

Виведені залежності показують на існування зв'язків у співвідношеннях між певними конкретними іонами у пластових водах, проте більш цікавим є комплексний вплив іонів на концентрацію одного з них. Такі дослідження дають можливість більш точно визначити залежності співвідношення іонів у пластових водах. Для проведення досліджень нами використано методику багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу приведену у [176]. Для проведення аналізу не враховувались загальна мінералізація води та концентрація іонів калію і натрію, оскільки вони є розрахунковими величинами і, відповідно, між ними та іншими іонами існує функціональний зв'язок.

У результаті кореляційно-регресійного аналізу отримаємо множинну лінійну регресію, з результуючою функцією:

$$C(c,b) = b_0 + b_1c_1 + b_2c_2 + \dots + b_i c_i \quad (4.10)$$

де  $C$  – шукана концентрація іону (результативна ознака);

$c_1 \dots c_i$  – відомі концентрації іонів (фактори);

$b_0 \dots b_i$  – кутові коефіцієнти

Аналітичні дослідження проводяться відносно концентрацій катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  та аніонів  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ . Для кожного випадку концентрація одного з іонів буде результативною ознакою, а концентрація інших – факторами, що впливають на неї.

Оскільки кореляційно-регресійний аналіз кожного разу проводиться для чотирьох факторних ознак, то результати розрахунків подаються у вигляді таблиці 4.5.

Таблиця 4.5

Загальний масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції

$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$SE_4$	$SE_3$	$SE_2$	$SE_1$	$SE_0$
$R^2$	$SE_y$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
$f$	$df$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
$SS_{\text{рег}}$	$SS_{\text{зал}}$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

де  $b_0 \dots b_4$  – параметри регресії;

$SE_0 \dots SE_4$  – середньоквадратичні відхилення для параметрів  $b_0 \dots b_4$ ;

$R^2$  – коефіцієнт детермінації;

$SE_y$  – середньоквадратичне відхилення нормальної випадкової величини  $\epsilon$ ;

$f$  – розрахункове значення статистики  $F$

$df$  – кількість ступенів свободи (у нашому випадку  $45-5 = 40$ );

$SS_{\text{рег}}$  – сума квадратів обумовлена регресією;

$SS_{\text{зал}}$  – сума квадратів залишків.

Нижче наведено результати кореляційно-регресійного аналізу.

Розрахункові параметри концентрацій аніонів хлору як результативної ознаки наведено у таблиці 4.6.

Таблиця 4.6

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції хлориди

3,203919895	3,854681721	-36,9692	-10,9815	90660,03
3,243203141	0,558324213	30,91987	16,22146	15007,2
0,731438151	16341,5352	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
27,2353707	40	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
29092362475	10681830914	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Виходячи із результатів таблиці 4.6 рівняння множинної регресії запишеться у вигляді:

$$C(Cl) = 90660,03 - 10,9815C(SO_4^{2-}) - 36,9692C(HCO_3^-) + 3,8547C(Ca^{2+}) + 3,2040C(Mg^{2+}) \quad (4.11)$$

де

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(Cl)$  – концентрація хлоридів;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонатів.

Порівняно велике значення коефіцієнту детермінації 0,7314 свідчить про існування сильного впливу факторних ознак на результативну. Оцінимо значущість коефіцієнту детермінації. Розрахуємо критичне значення F. Задамо критерій значущості  $F = 0,05$ , при цьому число ступенів свободи становитиме  $5-1=4$  та  $45-5=40$ . Таким чином:

$$F_{\text{критичне}}(0,05;4;40) = 2,606.$$

Порівнявши значення  $F_{\text{критичне}}$  та розрахункове значення статистики  $F$  бачимо, що  $F_{\text{критичне}} = 2,606$  багатократно менше, ніж  $F = 27,2354$ . Отже, коефіцієнт детермінації  $F$  значно відрізняється від 0, це вказує на існування регресійної залежності.

За допомогою додаткових параметрів оцінимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_4$ . Обчислене значення  $t_{\text{критичне}}$ :

$$t_{\text{критичне}}(0,025;40) = 2,021.$$

де  $0,025 = \alpha/2$  ( $\alpha$  – коефіцієнт значущості, у нашому випадку 0,05);  
40 - df – кількість ступенів свободи (у нашому випадку  $45-5 = 40$ );

Значення  $t$  статистики для кожного коефіцієнта наведено у таблиці 4.7.

Таблиця 4.7

Значення  $t$  статистики коефіцієнтів та їх значущість

$b_i$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t = b_i / SE_i$	0,987887516	6,904020339	-1,19564	-0,67697	6,041102
Значущість коефіцієнта	ні	так	ні	ні	так

Порівняння значення  $t$  статистики для кожного коефіцієнта з  $t_{\text{критичне}}$  вказує на те, що значущими є тільки значення коефіцієнтів  $b_1$  та  $b_4$ .

Виходячи з вищенаведеного, регресійну залежність слід записати у вигляді:

$$C_{(Cr)} = 90660,03 + 3,8547C_{(Ca^{2+})} \quad (4.12)$$

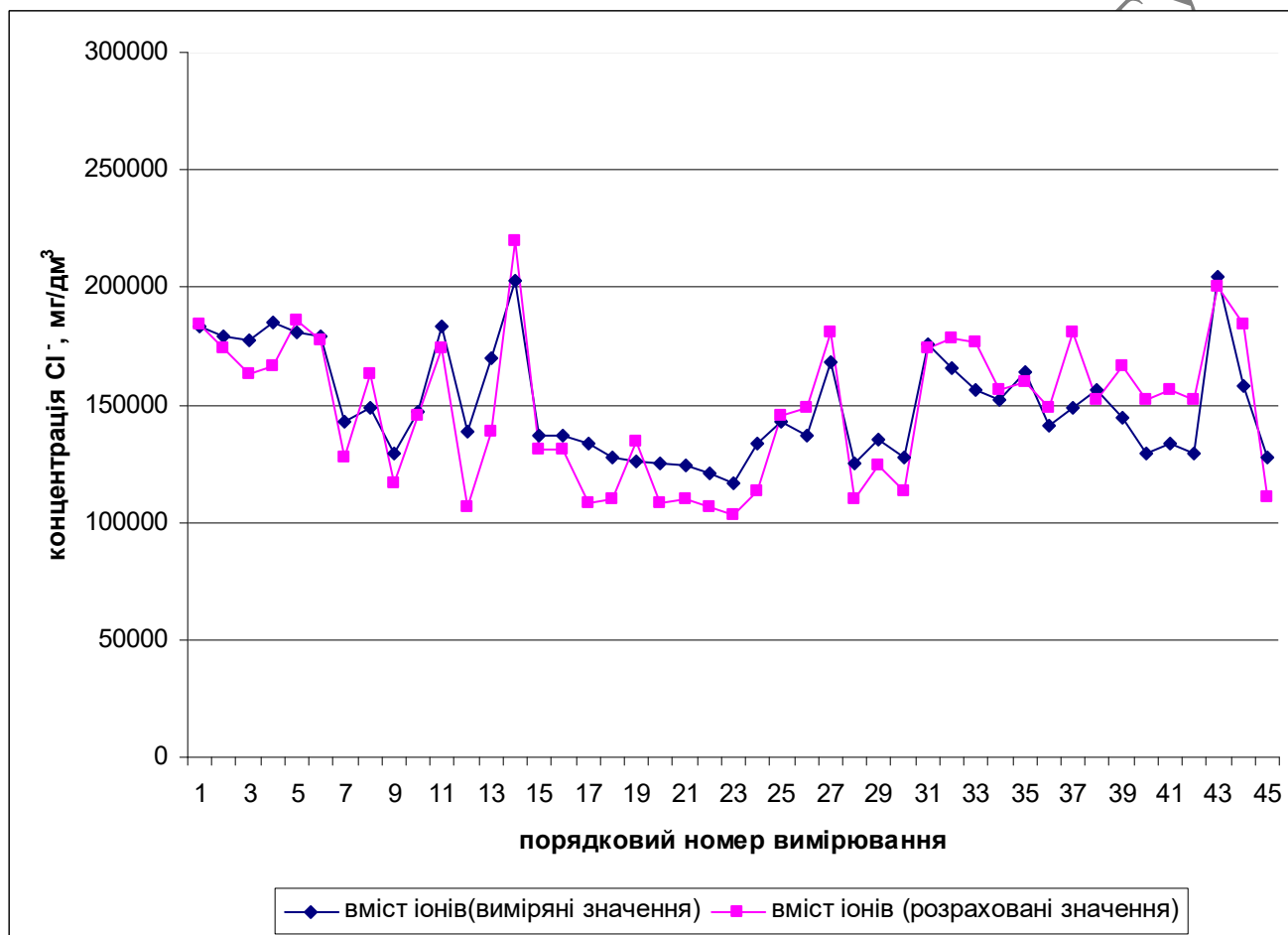


де

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(Cl)$  – концентрація хлоридів.

На рисунку 4.15 приведено залежність розрахованих значень концентрацій хлоридів та графік концентрацій, побудований за значеннями натурних замірів.



**Рис. 4.15.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій хлоридів та значень натурних вимірювань

Коефіцієнт кореляції між розрахунковими модельними і значеннями натурних замірів становить 0,85.

Розрахункові параметри концентрацій сульфат-аніонів як результативної ознаки наведено у таблиці 4.8.

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції сульфати

-0,00103	-0,00756	-0,01864	-0,77904	825,8836
0,001524	0,031791	0,007449	0,278997	152,9838
0,497887	158,3795	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
9,915843	40	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
994918,9	1003363	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Виходячи із результатів таблиці 4.8 рівняння множинної регресії запишеться у вигляді:

$$C(\text{SO}_4^{2-}) = 825,8836 - 0,77904C(\text{HCO}_3^-) - 0,01864 C(\text{Ca}^{2+}) - 0,00756C(\text{Mg}^{2+}) - 0,00103C(\text{Cl}) \quad (4.13)$$

де

$C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону;

$C(\text{Mg}^{2+})$  – концентрація магній-іону;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлоридів;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонатів.

Значення коефіцієнту детермінації 0,4979 свідчить про існування впливу факторних ознак на результативну. Значення  $F_{\text{критичне}}(0,05;4;40) = 2,606$  та  $t_{\text{критичне}}(0,025;40) = 2,021$  залишаються такими ж як і для хлоридів. Порівнявши значення  $F_{\text{критичне}}$  та розрахункове значення статистики  $F$  бачимо, що  $F_{\text{критичне}} = 2,606$  менше, ніж  $F = 9,9158$ . Отже, коефіцієнт детермінації  $F$  значно відрізняється від 0, це вказує на існування регресійної залежності.

Значення  $t$  статистики для кожного коефіцієнта наведено у таблиці 4.9.

Таблиця 4.9

Значення t статистики коефіцієнтів та їх значущість

$b_i$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t = b_i / SE_i$	-0,67697	-0,23768	-2,50186	-2,79227	5,398504
Значущість коефіцієнта	ні	ні	так	так	так

Виходячи із результатів таблиці 4.9 рівняння множинної регресії запишеться у вигляді:

$$C(SO_4^{2-}) = 825,8836 - 0,77904 C(HCO_3^-) - 0,01864 C(Ca^{2+}) \quad (4.14)$$

де  $C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонатів.

На рисунку 4.16 приведено залежність розрахованих значень концентрацій сульфатів та графік концентрацій, побудований за значеннями натурних замірів.

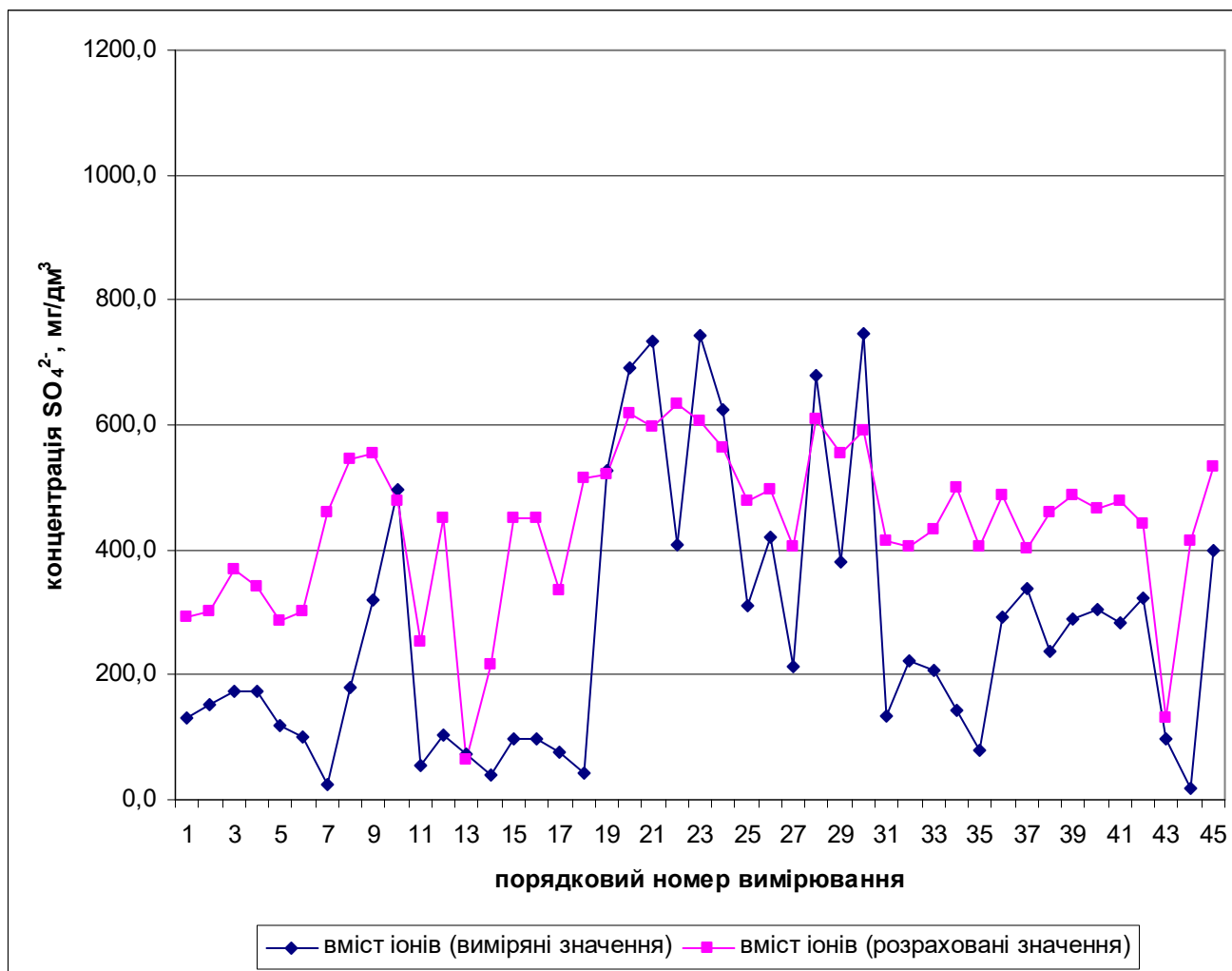
Коефіцієнт кореляції між розрахунковими модельними і значеннями натурних замірів становить 0,70.

Розрахункові параметри концентрацій іонів магнію як результативної ознаки наведено у таблиці 4.10.

Таблиця 4.10

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції магній

-0,01160396	1,194342201	-0,18664	0,007434	806,5938
0,03977138	1,503929207	0,78527	0,007525	991,4802
0,072090501	787,1442657	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
0,776913058	40	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
1925489,188	24783843,8	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д



**Рис. 4.16.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій сульфатів та значень натурних вимірювань

Незначне значення коефіцієнту детермінації 0,072 свідчить про відсутність впливу факторних ознак на результативну. Оцінимо значущість коефіцієнту детермінації. Порівнявши значення  $F_{\text{критичне}}$  та розрахункове значення статистики  $F$  бачимо, що  $F_{\text{критичне}} = 2,606$  більше, ніж  $F = 0,7769$ . Отже, коефіцієнт детермінації  $F$  незначно відрізняється від 0, це вказує відсутність регресійної залежності.

Розрахункові параметри концентрацій іонів кальцію як результативної ознаки наведено у таблиці 4.11.

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції кальцій

0,14105449	-0,183013	-3,31868	-7,26034	-2762,29
0,02043077	0,6272578	5,996609	2,901973	3945,853
0,755882	3126,0221	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
30,9637968	40	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
1210314635	390880564	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Виходячи із результатів таблиці 4.11 рівняння множинної регресії запишеться у вигляді:

$$C(\text{Ca}^{2+}) = 0,141C_{(\text{Cl}^-)} - 0,1830 C_{(\text{Mg}^{2+})} - 3,3187 C_{(\text{HCO}_3^-)} - 7,26034C_{(\text{SO}_4^{2-})} - 2762,29 \quad (4.15)$$

де

$C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону;

$C(\text{Mg}^{2+})$  – концентрація магній-іону;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(\text{Cl}^-)$  – концентрація хлоридів;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонатів.

Значення коефіцієнту детермінації 0,7559 свідчить про існування впливу факторних ознак на результативну. Значення  $F_{\text{критичне}}(0,05;4;40) = 2,606$  та  $t_{\text{критичне}}(0,025;40) = 2,021$  залишаються такими ж як і для інших іонів. Порівнявши значення  $F_{\text{критичне}}$  та розрахункове значення статистики  $F$  бачимо, що  $F_{\text{критичне}} = 2,606$  менше, ніж  $F = 30,9638$ . Отже, коефіцієнт детермінації  $F$  значно відрізняється від 0, це вказує на існування регресійної залежності.

Значення  $t$  статистики для кожного коефіцієнта наведено у таблиці 4.12.

Таблиця 4.12

Значення t статистики коефіцієнтів та їх значущість

$b_i$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t = b_i / SE_i$	6,90402034	-0,291767	-0,55343	-2,50186	-0,70005
Значущість коефіцієнта	так	ні	ні	так	ні

Виходячи із результатів таблиці 4.12 рівняння множинної регресії запишеться у вигляді:

$$C(Ca^{2+}) = 0,141C(Cl) - 7,26034 C(SO_4^{2-}) \quad (4.16)$$

де  $C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону;

$C(Cl)$  – концентрація хлоридів.

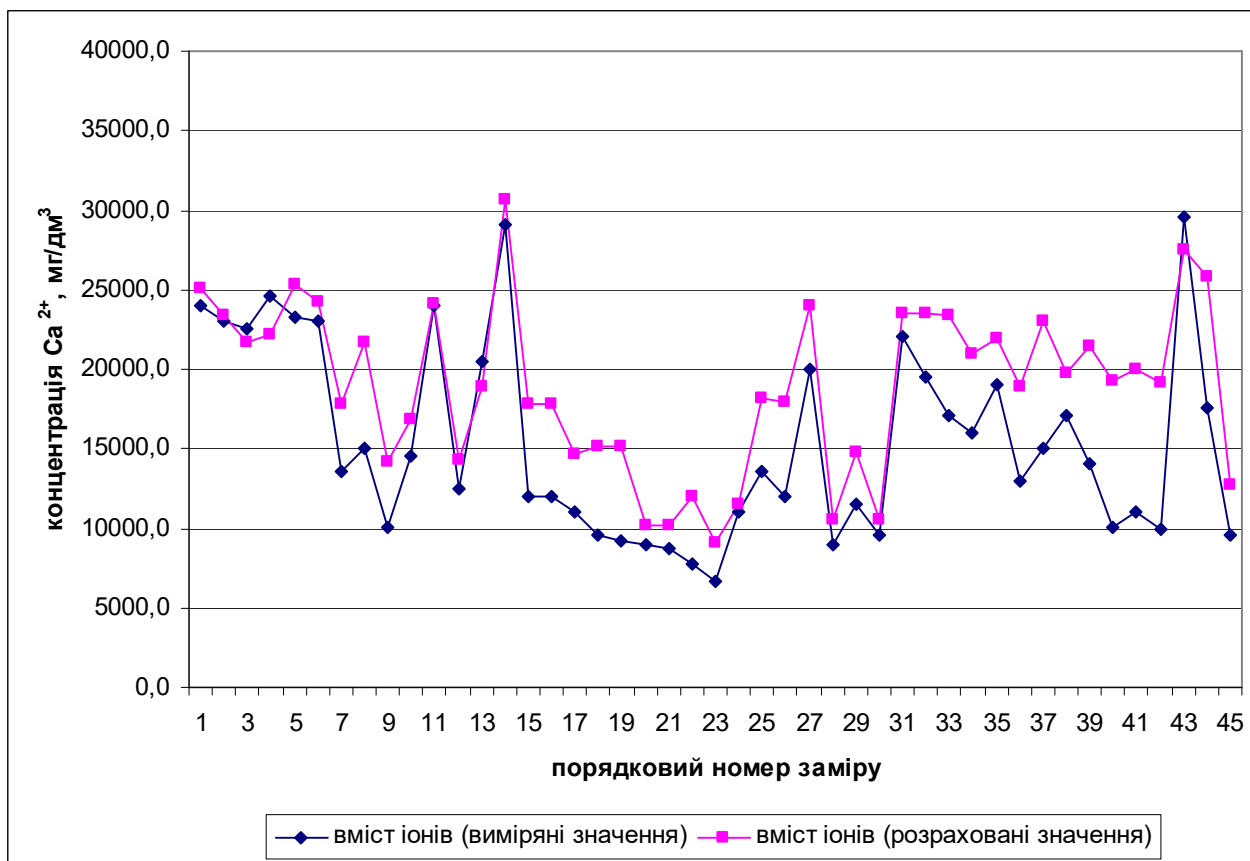
На рисунку 4.17 приведено залежність розрахованих значень концентрацій кальцію та графік концентрацій, побудований за значеннями натурних замірів. Коефіцієнт кореляції Пірсона між даними натурних замірів та модельними даними складає 0,87.

Розрахункові параметри концентрацій гідрокарбонат іонів як результативної ознаки наведено у таблиці 4.13.

Таблиця 4.13

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції гідрокарбонати

-0,00229	-0,00093	0,012996	-0,20939	333,9146
0,004137	0,000781	0,016365	0,07499	89,92467
0,204179	82,11074	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
2,565641	40	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
69191,99	269686,9	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д



**Рис. 4.17.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій кальцію та значень натурних вимірювань

Низьке значення коефіцієнту детермінації 0,2 свідчить про відсутність впливу факторних ознак на результативну. Оцінимо значущість коефіцієнту детермінації. Порівнявши значення  $F_{\text{критичне}}$  та розрахункове значення статистики  $F$  бачимо, що  $F_{\text{критичне}} = 2,606$  більше, ніж  $F = 2,5656$ . Отже, коефіцієнт детермінації  $F$  незначно відрізняється від 0, це вказує відсутність регресійної залежності.

Таким чином регресійні залежності у пластових водах встановлено для сульфат-іонів, хлорид іонів, іонів кальцію, при цьому для магній-іону і гідрокарбонат-іону – залежності відсутні.

#### 4.4 Екологічні наслідки аварійних ситуацій на родовищі

На території Рибальського родовища проводилися опробування поверхневих водних об'єктів техногенного походження аварійних кратерів свердловин 5, 111.

У зоні розташування кратерів свердловин 5 та 111 Рибальського родовища наявні наступні об'єкти гідрохімічного моніторингу:

- свердловина 197;
- свердловина 198;
- куц свердловин 7, 8, 9 в районі кратера свердловини 111;
- артезіанська свердловина ЦВНГ – 1 (промисел, їдальня);
- спостережні свердловини 1, 2, 3, 4, 5, 6 Рибальського родовища;
- кратери свердловин 5 та 111 Рибальського родовища.

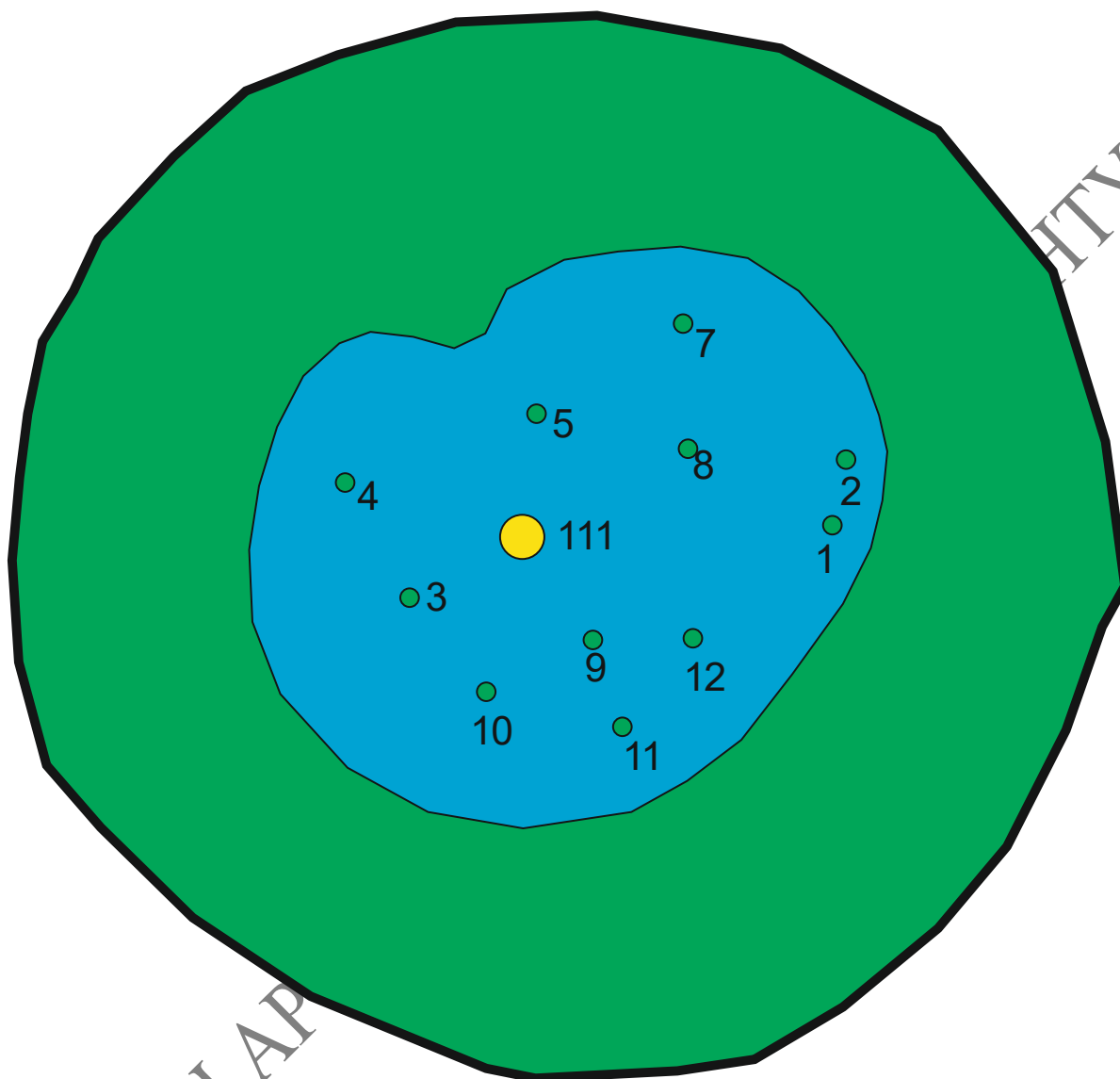
Для оцінки стану поверхневих вод проведено відбір проб води з кратерів свердловин 111 та 5 як по площі так і на встановлених глибинах. Відбір проб проводився з човна за допомогою спеціально сконструйованого пробовідбірника, відкриття і заповнення якого відбувалось після опускання на відповідну глибину (рисунок 4.18).



**Рис. 4.18.** Відбір глибинних проб на кратерах свердловин Рибальського родовища



У 2007, 2011 та 2015 роках відібрано по 11 та 13 проб з кратера свердловини 111 з кратера свердловини 5 відповідно. Точки відбору поверхневих проб показано на рисунках 4.19, 4.20.

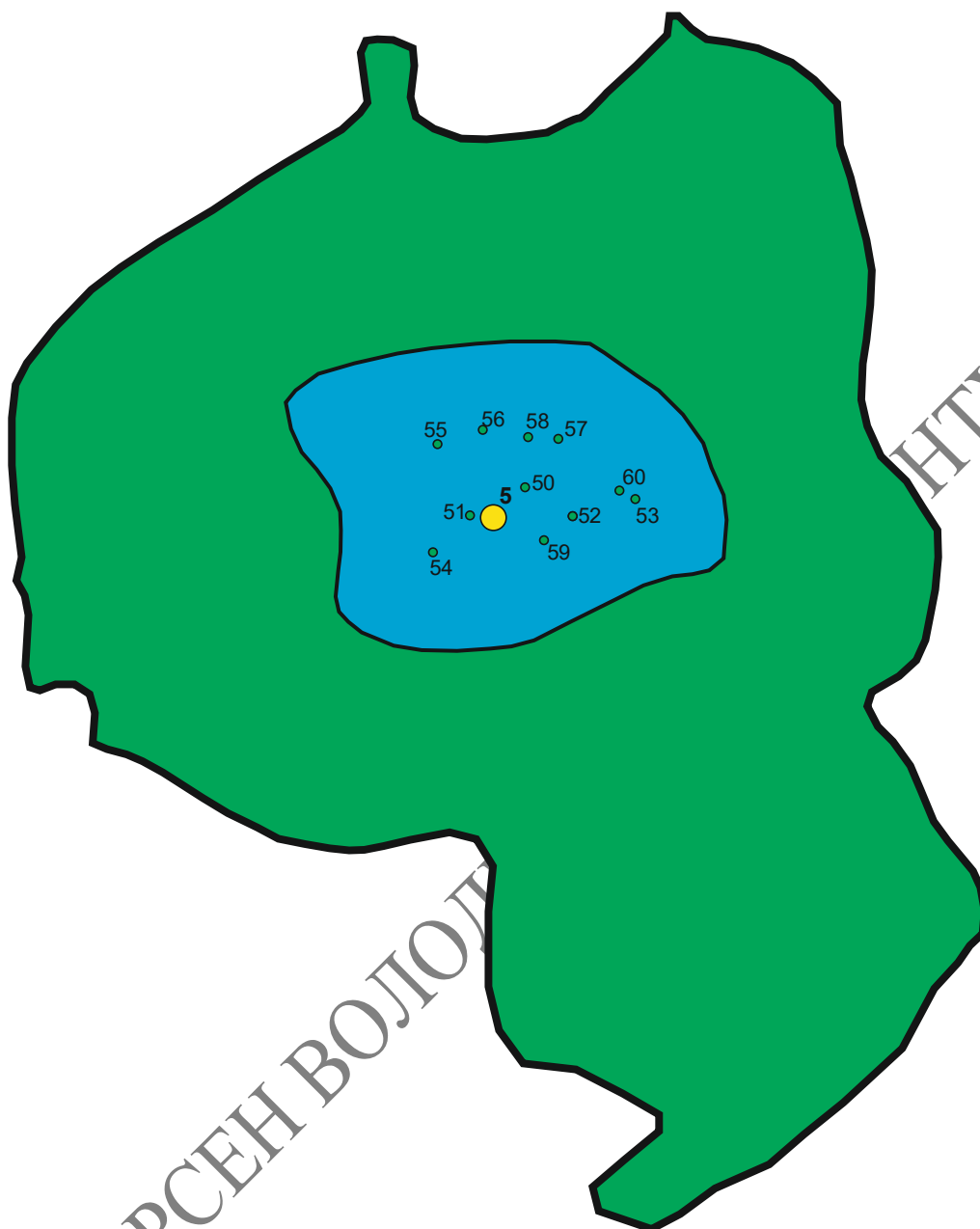


**Умовні позначення:**

● 5 – точки відбору проб води;

● 111 – ймовірне розташування кратера свердловини

**Рис. 4.19.** Точки відбору поверхневих проб в кратері свердловини 111



**Умовні позначення:**

- 51 – точки відбору проб води;
- 5 – ймовірне розташування кратера свердловини

**Рис. 4.20.** Точки відбору поверхневих проб в кратері свердловини 111

Замір глибини відбирання проб проводився з допомогою поділок нанесених на мотузку з періодичністю через 1 м, а також рулетки, на кінець якої був прикріплений вантаж. Відібрані проби поміщались у скляний посуд для

зберігання та подальшого транспортування до місця проведення аналітичних досліджень.

Відбирання глибинних проб проводилось починаючи з 2011 року з періодичністю один раз на чотири роки. Для відбору проб вибирались сприятливі погодні умови без опадів у літньо-весняний період року.

Результати вимірювань для кратера свердловини 111 приведені в таблиці 4.14.

Таблиця 4.14

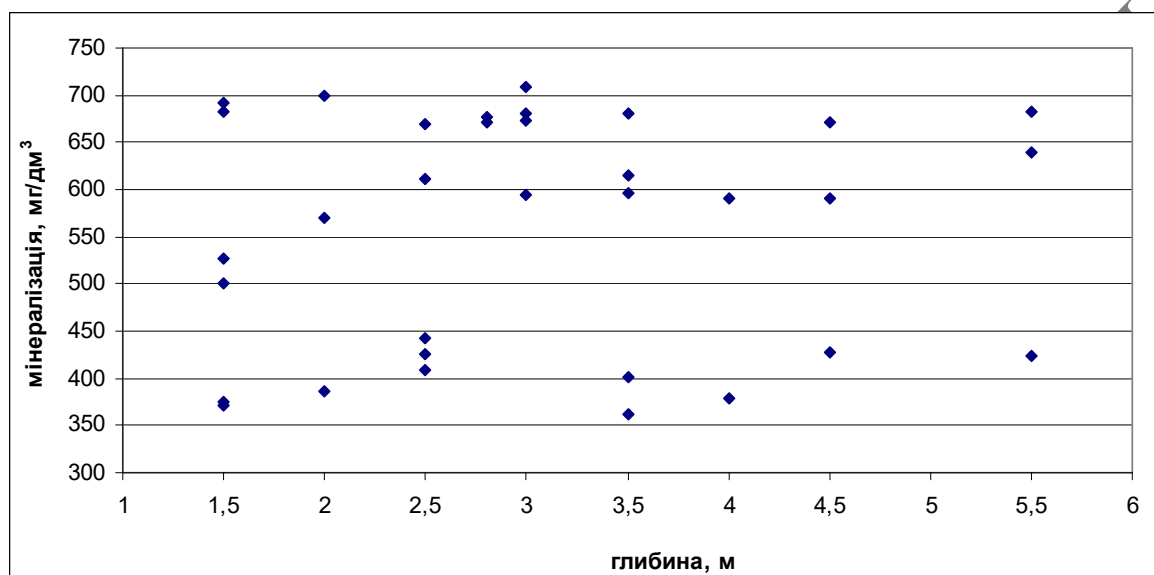
Результати аналізу поверхневих вод кратеру аварійної свердловини 111

Місце відбору проби/ номер проби	Назва показника/концентрація мг/дм <sup>3</sup>					
	хлориди			сухий залишок (мінералізація)		
	2007 р.	2011 р.	2015 р.	2007 р.	2011 р.	2015 р.
№1, 2 м	48,6	95,7	191,43	570	387	700
№2, 1,5 м	48,0	95,7	194,98	526	375	692
№3, 5,5 м	48,6	95,7	194,98	424	639,0	682
№4, 1,5 м	48,6	95,7	194,98	500	372	682
№5, 3,0 м	47,6	92,2	191,43	594	709	680
№7, 2,5 м	48,3	92,2	184,34	442	408	670
№8, 4,5 м	46,0	92,2	184,34	428	591	672
№9, 4,0 м	48,1	92,2	187,89	378	591	680
№10, 3,5 м	43,6	95,7	187,89	362	597	676
№11, 2,5 м	48,6	92,2	187,89	426	612	674
№12, 3,5 м	47,2	92,2	187,89	402	615	672

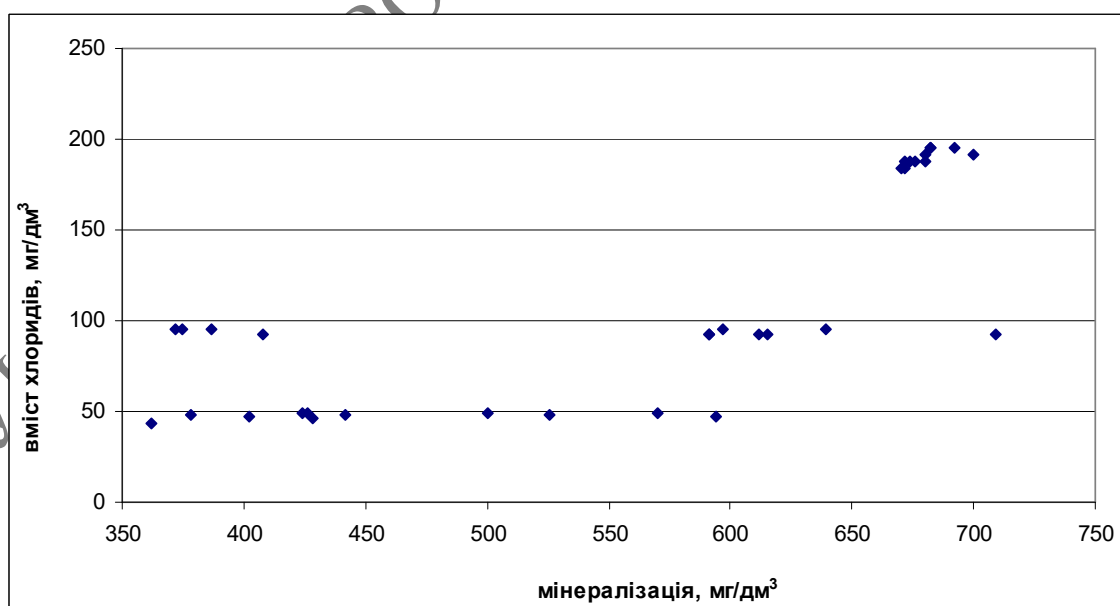
З отриманих даних вимірювань видно, що протягом періоду досліджень в кратері водойми свердловини 111 показники якості води по площі та глибинах (максимальна глибина 5,5 м) не перевищують встановлених нормативних

величин. Високих концентрацій контрольованих показників за результатами досліджень не зафіксовано.

При цьому мінералізація вод як на поверхні так на глибинах практично ідентична і коливається в межах від 591 до 700 мг/дм<sup>3</sup>, зокрема вміст хлоридів від 92,2 до 194,98 мг/дм<sup>3</sup>. Закономірностей зміни мінералізації води з глибиною кратера не встановлено (рисунки 4.21, 4.22).



**Рис. 4.21.** Зміна загальної мінералізації води із глибиною кратера свердловини 111



**Рис. 4.22.** Співвідношення вмісту хлоридів та загальної мінералізації води кратера свердловини 111

На поверхні кратера спостерігаються газопрояви, які перешкоджають замерзанню водойми взимку (рисунок 4.23).



**Рис. 4.23.** Газопроявлення в кратері свердловини 111

У кратері свердловини 5 мінералізація води зростає із глибиною. В результаті проведених досліджень нами встановлено, що кратер свердловини 5 фактично є мероміктичною водоймою із стабільним фізико-хімічним складом води, мінералізація якої різко зростає від поверхні до дна водойми (таблиця 4.15).

Мероміктична водойма – водойма, в якій практично відсутня циркуляція води між шарами різної мінералізації, розділеними хемокліном, внаслідок чого вода нижнього шару більш мінералізована і щільна, ніж у верхньому шарі [177].

Таблиця 4.15

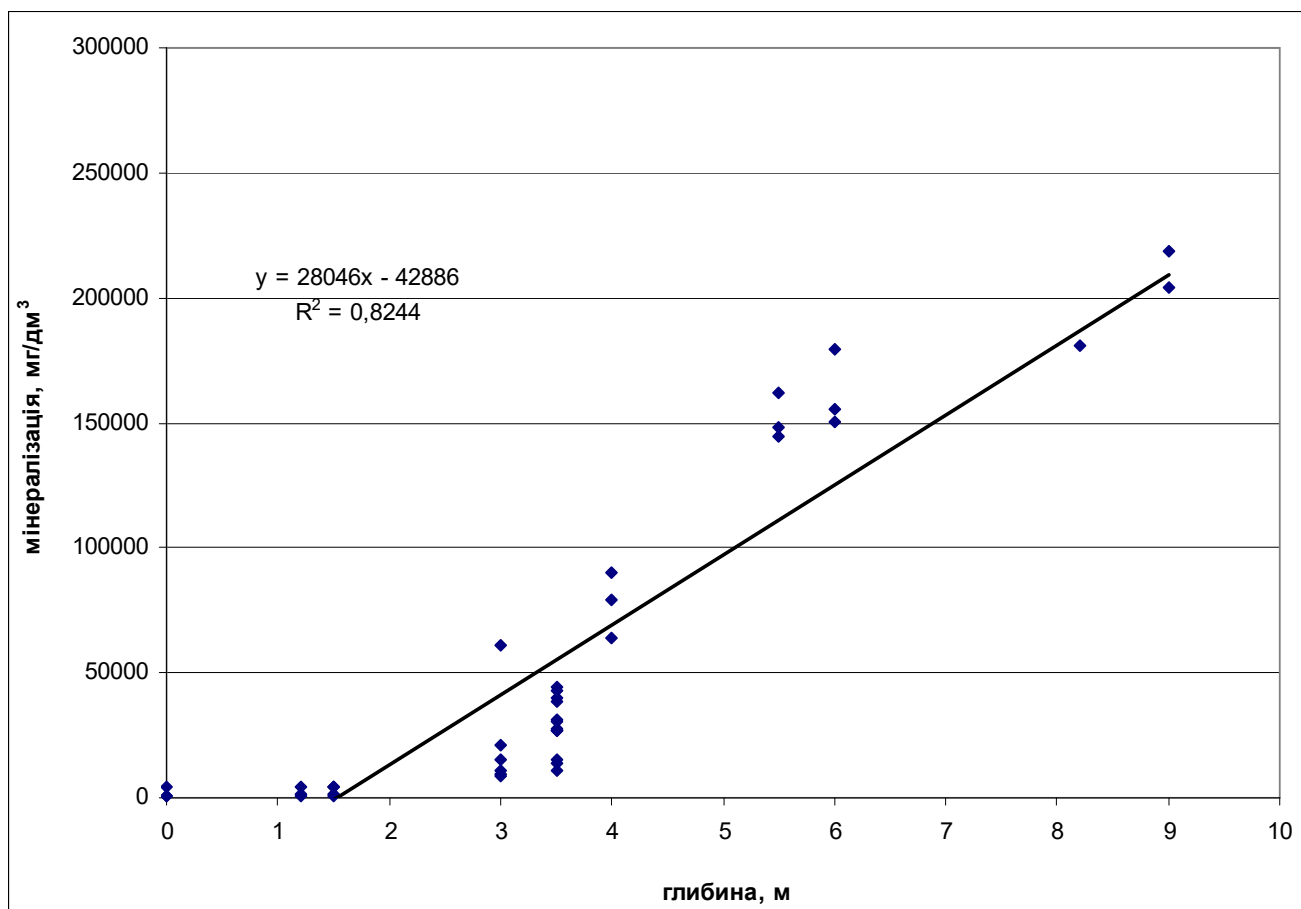
## Результати аналізу поверхневих вод кратеру аварійної свердловини 5

Місце відбору проби/ номер проби	Назва показника/концентрація мг/дм <sup>3</sup>					
	хлориди			сухий залишок (мінералізація)		
	2007	2011	2015	2007	2011	2015
№50 поверхня	507,3	397,0	1914,3	998	976,0	4027,8
№50 глибина 3м	7992	34563,8	5140,25	15602	60952,0	9718
№50 глибина 6м	101640	86852,5	85080	179520	150540	155630
№50 глибина 9м*	102509	112553,0	87487,5	203830	218630	180820
№51 глибина 4м	50386	30132,5	35450	90172	64100	78882
№52 глибина 3,5 м	14768	22156,3	17725	26704	40196	27744
№53 глибина 1,5м	584	475,0	2304	1276	1074,0	4096
№54 глибина 1,2м	503,7	471,5	2215	1182	1034,0	4160
№55 глибина 3,5 м	8339	5672,0	12939	15424	10588	26800
№56 глибина 3,5м	23629	17725,0	17725	43128	30448	31480
№57 глибина 3м	5559,8	5849,25	4431	10602	21284	8564
№58 глибина 5,5м	81660	77990,0	58492	148232	162290	144410
№59 глибина 3,5м	7644	21270,0	24815	13854	38224	44068
№ 60 глибина, 1,5 м			2215			4296

\* примітка – у 2015 році пробу у зв'язку із падінням загального рівня води 8,2 м

Мінералізація води добре корелює із глибиною та вмістом хлоридів (рисунок 4.24). Взимку поверхня кратера замерзає. Коливання мінералізації відбувається у поверхневих шарах кратера в результаті

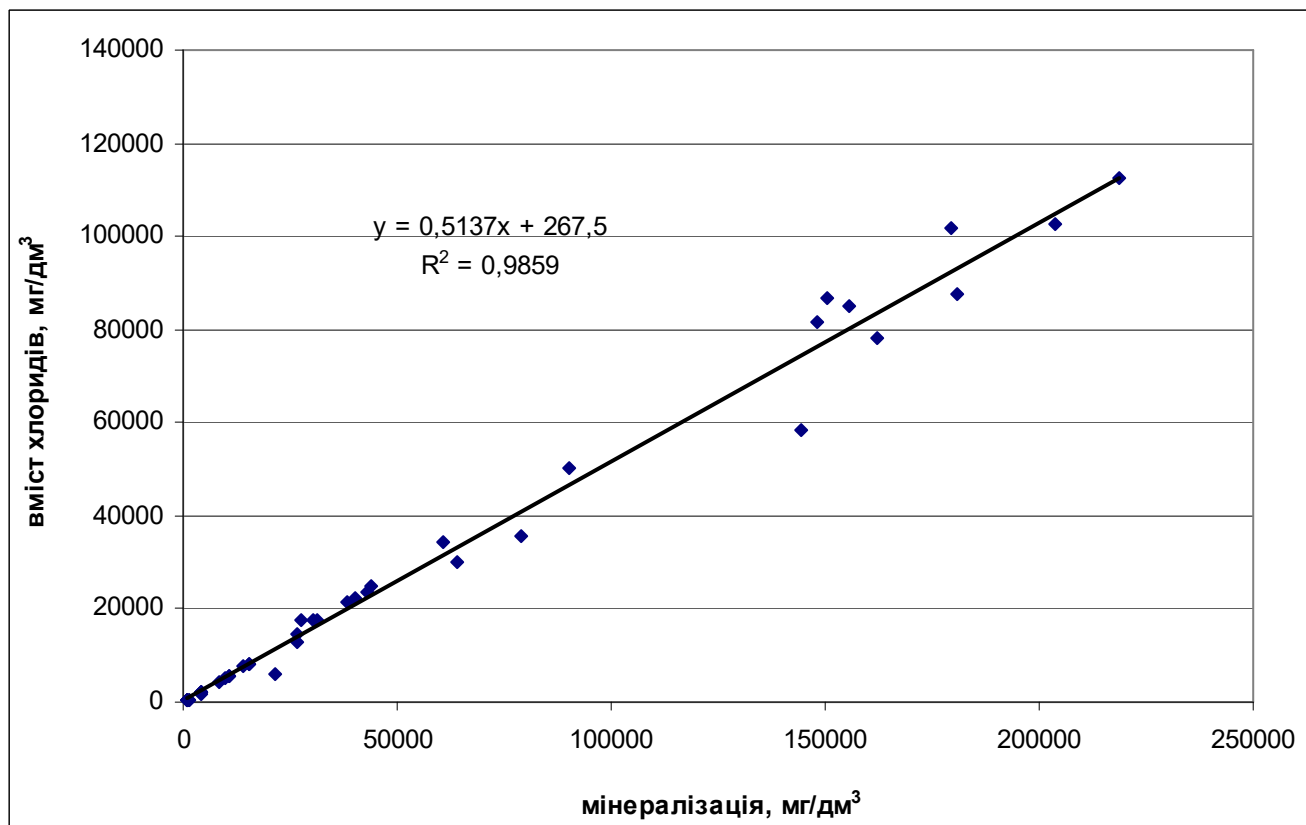
падіння рівня води (мінералізація зростає, або його підняття (мінералізація спадає).



**Рис. 4.24.** Зміна загальної мінералізації води із глибиною кратера свердловини 5

Концентрація хлоридів коливається в межах від 397,0 до 112553,0 мг/дм<sup>3</sup> (рисунок 4.25), загальна мінералізація води – від 976,0 до 218630 мг/дм<sup>3</sup>. Зміна мінералізації води та хлоридів відбувається за лінійною залежністю. Очевидно, що кратер свердловини № 5 є нестічною водоймою, що є однією з умов утворення та існування мероміктичної водойми. Крім того, мероміктична водойма може існувати за умови постійного надходження прісних вод з поверхні, або ж солених вод з дна. В даному випадку мероміктична водойма сформувалась за рахунок поверхневого прісного стоку,

оскільки в протилежному випадку мінералізація води, як на дні так і на поверхні водойми повинна була б зростати.



**Рис. 4.25.** Співвідношення вмісту хлоридів та загальної мінералізації води кратера свердловини 5

У роботі [178] наведено результати досліджень фізико-хімічних властивостей вод кратера свердловини 6 Кегичівського газоконденсатного родовища. За результатами досліджень встановлено, що мінералізація води на поверхні та на дні кратера відрізняється у 10 разів. Крім того, було проведено обстеження підземних вод із спостережних свердловин та шахтних колодязів в районі розташування кратера. За результатами проведених досліджень встановлено, що впливу кратера на підземні води прилеглих територій не спостерігається. З вищенаведеного випливає, що на Кегичівському родовищі внаслідок виникнення аварійної ситуації аналогічно сформувалась безстічна мероміктична водойма за рахунок поверхневого стоку.

Слід також зазначити, що особливістю такого виду водойм є те, що на їх поверхні знаходиться фактично прісна вода. Тому, під час проведення



моніторингових досліджень рекомендуємо проводити відбір також глибинних проб, що дозволить об'єктивно оцінити екологічну ситуацію на родовищі.

В цілому можна стверджувати, що в водоймах кратерів свердловин 5 та 111 якість води залишається стабільною, зростання мінералізації у 2015 році обумовлене падінням рівня води у водоймах.

Таким чином, нами встановлено, що внаслідок виникнення аварійної ситуації за рахунок потрапляння пластових вод на поверхню на території нафтогазових родовищ можливе формування техногенних мероміктичних водойм. Підтвердженням цьому є кратер свердловини № 5 на Рибальському нафтовому родовищі.

Безумовно, формування таких водойм несе безпосередню потенційну загрозу для прісних водоносних горизонтів та поверхневих водойм, що розташовані гіпсометрично нижче кратера. Тому їх ліквідація є важливим завданням для забезпечення екологічної безпеки на родовищі.

У зв'язку з цим, на основі встановлення нами безстічного характеру водойм, пропонуємо проводити ліквідацію засоленості шляхом постійного відбору високомінералізованих вод з дна водойми. Така вода може бути використана в системах підтримки пластового тиску, яка застосовується на родовищі. В процесі відбору вод відбуватиметься поступова заміна високомінералізованих вод прісними водами поверхневого стоку. Таким чином з часом мінералізація води кратера зменшуватиметься аж до досягнення безпечних значень концентрацій мінералізації води.

#### **4.5 Математична модель поширення забруднюючих речовин у підземних водоносних горизонтах у випадку розгерметизації кратера свердловини 5 Рибальського родовища**

У випадку розгерметизації кратера свердловини 5 Рибальського родовища високомінералізовані води можуть потрапити до підземних водоносних горизонтів.

Для опису процесу поширення сольового забруднення у водоносному горизонті використовуються моделі дифузійних процесів. Залягання першого від поверхні водоносного горизонту виявлено на глибині 0,5-7,8 м. при глибині кратера 9м.

Для дослідження дифузії шкідливих речовин, побудовані моделі дифузійних процесів використовується рівняння дифузії, яке в довільній системі координат записується у вигляді [179]:

$$\frac{\partial}{\partial t} c(\vec{r}, t) = (\nabla, D \nabla c(\vec{r}, t)) + f(\vec{r}, t) \quad (4.17)$$

де  $\nabla$  - оператор коваріантного диференціювання, який в довільній криволінійній системі координат записується у вигляді [180]:

$$\nabla_i w^k = \frac{\partial w^k}{\partial \eta^i} + \sum_{j=1}^3 w^j \Gamma_{ij}^k, \quad (4.18)$$

де  $w^k$  – контраваріантна компонента вектора;  $\Gamma_{ij}^k$  - символи Кристоделя II роду, які для довільної системи криволінійних координат встановлюються за формулою:

$$\Gamma_{ij}^k = \frac{1}{2} \sum_{s=1}^3 g^{is} \left( \frac{\partial g_{js}}{\partial \eta^k} + \frac{\partial g_{ks}}{\partial \eta^j} - \frac{\partial g_{jk}}{\partial \eta^s} \right), \quad (4.19)$$

тут  $g_{ij}$  – компоненти метричного тензора довільної системи координат  $(\eta^1, \eta^2, \eta^3)$ ;  $\vec{r}$  - радіус-вектор точки досліджуваної області;  $(\nabla, D \nabla c(\vec{r}, t))$  - оператор скалярного добутку відповідних векторів;  $f(\vec{r}; t)$  - функція, що описує джерела надходження шкідливих речовин в область та їх інтенсивність;  $D = D(\vec{r}; c; t)$  - коефіцієнт дифузії в точці  $\vec{r}$  та в момент часу  $t$ . Слід зауважити, що залежності (4.18) та (4.19) мають різний вигляд в залежності від системи координат:

наприклад, в прямолінійній декартовій системі координат залежність (4.18) означає заходження звичайної частинної похідної, а  $\Gamma_{ij}^k=0$  в (4.19).

Для відомої циліндричної системи координат [181]:

$$\begin{cases} g_{11} = g_{33} = 1; g_{22} = r^2 \\ g^{21} = g^{22} = 1; g^{22} = \frac{1}{r^2} \end{cases} \quad (4.20)$$

на основі (4.20) і проводиться розрахунок (4.18) та (4.19). Вибір моделі дифузійних процесів обумовлюється тим, що при використанні різних типів фільтраційних процесів [181] необхідно задавати градієнт тиску в області, що дуже важко визначити в умовах реальних областей та досліджуваних об'єктів.

Не порушуючи узагальненість моделі з метою спрощення розрахункових схем та алгоритмів розглядаємо дифузійні процеси в декартовій прямокутній системі координат (вважається, що будь-яку область, в якій проводиться дослідження процесу можна помістити в прямокутну область  $V = \{(x; y); 0 \leq x \leq L_1; 0 \leq y \leq L_2\}$ ). В такому випадку рівняння (4.17) може бути записане у вигляді:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( a(x; y; t) \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( a(x; y; t) \frac{\partial c}{\partial y} \right) \quad (4.21)$$

де  $c$  – концентрація речовини в точці  $(x; y)$  в момент часу  $t$ ;  $a(x, y, t)$  – коефіцієнт дифузії в кожній точці досліджуваної області  $V$ . В данному випадку шкідлива речовина надходить в область через її границю, тому  $f(x, y, t) = 0$ , а джерела надходження шкідливих речовин описуються в граничних умовах. Якщо вважати, що  $a(x, y, t) = const = a^2$ , то рівняння (4.21) запишеться у вигляді:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = a^2 \left( \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right). \quad (4.22)$$

Вважається, що в початковий момент часу концентрація солей у прісному водоносному горизонті є заданою:

$$c(x, y, t)|_{t=0} = c_0(x, y), \quad (4.23)$$

концентрація солей на границі досліджуваної області задається співвідношеннями:

$$\begin{cases} c|_{x=0} = c_1(y, t); \\ c|_{x=L_1} = c_2(y, t); \\ c|_{y=0} = c_3(x, t); \\ c|_{y=L_2} = c_4(x, t). \end{cases} \quad (4.24)$$

#### 4.5.1 Точні розв'язки задачі

Для рівнянь (4.21) і (4.22) з початковими умовами (4.23) та граничними (4.24) існують аналітичні розв'язки, які базуються на фундаментальних результатах [179]. Зокрема для рівняння (4.21) при умові  $a(x, y, t) = const = a^2$  з початковими умовами (4.23 за методом Фур'є одержується для прямокутника  $(0; L_1) \times (0; L_2)$  [179]:

$$C(x, y, t) = \frac{4}{L_1 \cdot L_2} \sum_{k, j=1}^{\infty} a_{kj} \cdot e^{-\pi^2 a^2 \left( \frac{k^2}{L_1^2} + \frac{j^2}{L_2^2} \right) t} \cdot \sin \frac{k\pi x}{L_1} \cdot \sin \frac{j\pi y}{L_2}, \quad (4.25)$$

де

$$a_{kj} = \int_0^{L_1} \int_0^{L_2} C_0(x, y) \cdot \sin \frac{k\pi x}{L_1} \cdot \sin \frac{j\pi y}{L_2} dx dy \quad (4.26)$$

В такому випадку граничні умови (4.24) замінюються початковим розподілом солей в досліджуваній області. Слід зазначити, що коефіцієнт  $a_{kj}$  розраховується точно лише в окремих випадках, в тих же випадках коли аналітичний вид функції  $C_0(x; y)$  не дозволяє точно обрахувати коефіцієнти (4.26), застосовуються формули чисельного інтегрування. При моделюванні граничних умов (4.24) використовуються наступні формули:

$$C_0(x; y) = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{K_i[(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2] + 1}, \quad (4.27)$$

яка задає  $n$  джерел забруднення, зосереджених в точках  $(x_i; y_i)$  з інтенсивностями  $C_i$  та коефіцієнтом дифузії  $K_i$ , або у формі

$$C_0(x; y) = \sum_{i=1}^n \left[ \frac{C_{ix}}{K_i(x-x_0)^2 + 1} \frac{C_{yi}}{K_i(y-y_0)^2 + 1} \right], \quad (4.28)$$

яка дозволяє одержати більш прості аналітичні залежності. В такому випадку подвійні інтеграли (4.26) замінюються двома звичайними інтегралами Рімана. Застосування (4.27) або (4.28) вимагає використання пакетів чисельного інтегрування.

В частковому випадку, коли в прямокутній області початковий розподіл концентрації на границі області задається так, як зображено на рисунку 4.26, цей розподіл  $C(x; y)=z$  концентрації – кусково лінійна функція. Координати відповідних точок на рисунку 4.26 задаються наступним способом:

$$P(x_0; 0; z_0) \quad K(x_0-\delta; 0; 0)$$

$$A(x_0; 0; 0) \quad O(x_0; y_0; 0)$$

$$K_1(x_0+\delta; 0; 0)$$

Для коефіцієнтів  $a_{kj}$  (4.26) отримується наступна форма подання.

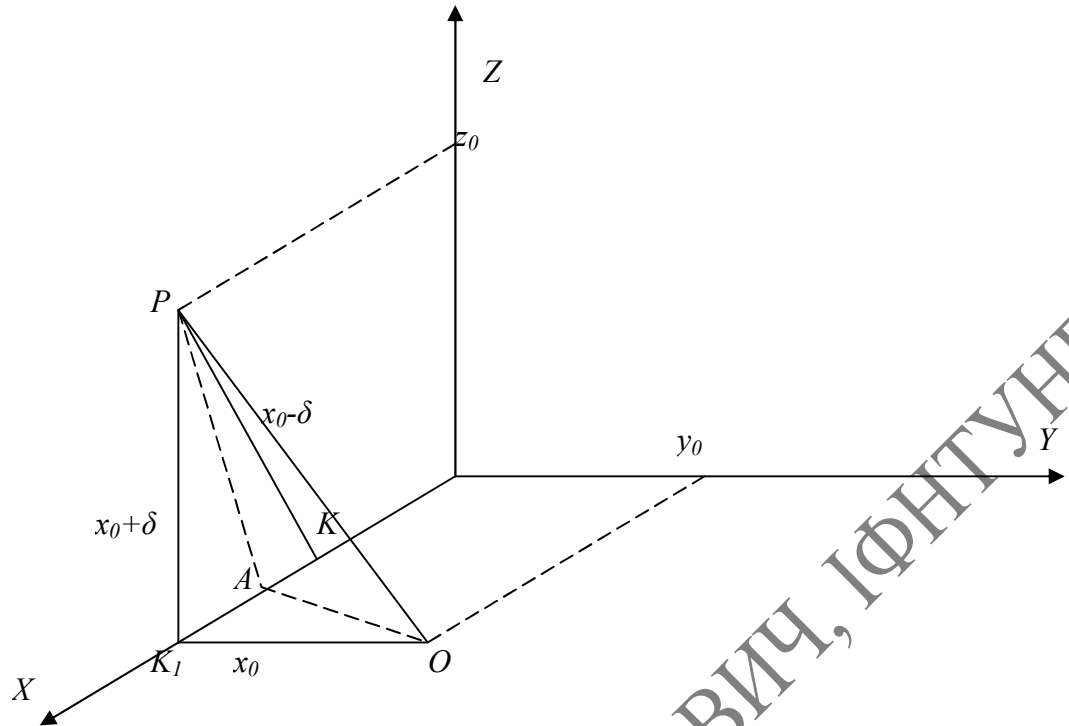


Рис. 4.26 Розподіл концентрації солей в початковий момент їх надходження

$$a_{kj} = \int_{x_0-\delta}^{x_0} dx \int_0^{\frac{y_0}{\delta}x - \frac{(x_0-\delta)}{\delta}y_0} \left(-\frac{D_1}{C} - \frac{A}{C} - \frac{B}{C}y\right) \sin \frac{\pi kx}{L_1} \sin \frac{\pi jy}{L_2} dy + \int_{x_0}^{x_0+\delta} dx \int_0^{\frac{y_0}{\delta}x - \frac{(x_0-\delta)}{\delta}y_0} \left(\frac{A}{C}x - \frac{B}{C}y + \frac{D_2}{C}\right) \sin \frac{\pi kx}{L_1} \sin \frac{\pi jy}{L_2} dy \quad (4.29)$$

тобто розв'язок можна одержати аналітично. Для обчислення (4.29) необхідно обчислити наступні інтеграли:

$$\int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} x \sin px \sin qy dy; \quad \int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} y \sin px \sin qy dy; \quad \int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} \sin px \sin qy dy, \text{ крім того для}$$

величини в (4.29) прийнято позначення:  $A = x_0 y_0$ ;  $B = \delta z_0$ ;  $C = \delta y_0$ ;  $D_1 = -x_0 y_0 \delta_0 - \delta y_0 z_0$ ;  $D_2 = -x_0 y_0 \delta z_0 + \delta y_0 z_0$ .

Одержано:

А)

$$\int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} x \sin px \sin qy dy = \left\{ -\frac{1}{2q} \left( -\frac{1}{p+mq} x \cos[(p+ym)x+qm] + \frac{1}{(p+qm)^2} \sin[(p+qm)x+qm] - \right. \right. \\ \left. \left. - \frac{1}{p-qm} x \cos[(p-qm)x-qm] + \frac{1}{(p-qm)^2} \sin[(p+qm)x+qm] + \frac{1}{q} \left( -\frac{1}{p} x \cos px + \frac{1}{p^2} \sin px \right) \right\} \Big|_{x_1}^{x_2} \quad (4.30)$$

Б)

$$\int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} y \sin px \sin qy dy = -\frac{1}{2q} \left( -\frac{m}{p+mq} x \cos[(p+qm)x+qn] + \frac{m}{(p+mq)^2} + \sin[(p+qm)x+qn] \right) \Big|_{x_1}^{x_2} + \\ + \frac{n}{2w} \frac{1}{p+qm} \cos[(p+qm)x+qn] \Big|_{x_1}^{x_2} - \frac{1}{2q} \left( -\frac{m}{p-qm} x \cos[(p-qm)x-qn] + \frac{m}{(p-mq)^2} \sin[(p-mq)x-qn] \right) \Big|_{x_1}^{x_2} + \\ + \cos[(p+mq)x+qn] \Big|_{x_1}^{x_2} - \frac{1}{2q^2} \frac{1}{(p-mq)} \cos[(p-mq)x-qn] \Big|_{x_1}^{x_2} \quad (4.31)$$

В)

$$\int_{x_1}^{x_2} dx \int_0^{mx+n} \sin px \sin qy dy = \frac{1}{2q} \frac{\cos[(p+mq)x+qn]}{p+mq} \Big|_{x_1}^{x_2} + \frac{1}{2q} \frac{\cos[(p-mq)x-qn]}{p-mq} - \frac{1}{qp} \cos px \Big|_{x_1}^{x_2} \quad (4.32)$$

Останні результати засвідчують, що одержання аналітичних формул пов'язане з проведенням громіздких обчислень, тому в подальшому доцільно приділити увагу методам чисельного розв'язання задачі.

#### 4.5.2 Чисельні методи розв'язання

При чисельному розв'язанні рівнянь (4.21) або (4.22) з початковими умовами (4.23) та граничними (4.24) використовують метод змінних напрямків [182, 183], який дозволяє для вказаних рівнянь (наприклад для рівняння (4.22) записати систему різницевих рівнянь:

$$\begin{cases} \frac{2(\tilde{c}_{k,m} - c_{k,m}^n)}{\tau} = a^2 \frac{\tilde{c}_{k+1,m} - 2\tilde{c}_{k,m} + \tilde{c}_{k-1,m}}{h_x^2} + a^2 \frac{c_{k+1,m}^n - 2c_{k,m}^n + c_{k-1,m}^n}{h_y^2} + f_{k,m}^n \\ \frac{2(c_{k,m}^{n+1} - \tilde{c}_{k,m})}{\tau} = a^2 \frac{\tilde{c}_{k+1,m} - 2\tilde{c}_{k,m} + \tilde{c}_{k-1,m}}{h_x^2} + a^2 \frac{c_{k+1,m}^{n+1} - 2c_{k,m}^{n+1} + c_{k-1,m}^{n+1}}{h_y^2} + f_{k,m}^n \end{cases} \quad (4.33)$$

Різницева схема в першій групі рівнянь (4.33) є явною за координатою  $y$ , а в другій групі - явною за координатою  $x$ . При цьому на завершальному етапі розрахункової процедури розв'язують систему лінійних алгебраїчних рівнянь з тридіагональною матрицею. При дослідженні стійкості різницевої схеми використовується спектральна ознака стійкості [182], з використанням якої встановлюються умови стійкості:

$$\lambda_1 = \frac{1 - \frac{2\tau}{h_y^2} \sin^2 \frac{\varphi}{2}}{1 + \frac{2\tau}{h_x^2} \sin^2 \frac{\psi}{2}} \quad (4.34)$$

$$\lambda_2 = \frac{1 - \frac{2\tau}{h_x^2} \sin^2 \frac{\psi}{2}}{1 + \frac{2\tau}{h_y^2} \sin^2 \frac{\varphi}{2}} \quad (4.35)$$

Умовою стійкості є:

$$|\lambda^*| = |\lambda_1 \cdot \lambda_2| \leq 1, \quad (4.36)$$

яка виконується для будь-яких значень  $\tau$ ;  $h_x$ ;  $h_y$ ;  $\sin^2 \frac{\varphi}{2}$ ;  $\sin^2 \frac{\psi}{2}$  з урахуванням того, що ці величини за модулем набагато менші за 1. Тому різницевої схеми є абсолютно стійкими, а отже, вказані значення вибираються лише з виконанням умови забезпечення необхідного рівня точності розрахунків. Реалізація системи



(4.33) проводиться шляхом розв'язання двох систем з три-діагональною матрицею за методом прогонки, перше з яких

$$-\frac{\tau a_{k,m}^2}{2h_x^2} \tilde{c}_{k+1,m} + \left(1 + \frac{\tau a^2}{h_x^2}\right) \tilde{c}_{k,m} - \frac{\tau a_{k,m}^2}{2h_x^2} \tilde{c}_{k-1,m} = c_{k,m}^n + \frac{\tau a_{k,m}^2}{2h_y^2} \cdot (c_{k,m+1}^n - 2c_{k,m}^n + c_{k,m-1}^n), \quad (4.37)$$

$$\tilde{c}_{1,m} = c_1; \tilde{c}_{k,m} = c_1; m = 1, \dots, M,$$

де невідомими величинами є  $\tilde{c}_{k,m}$ , та системою:

$$-\frac{\tau a_{k,m}^2}{2h_y^2} c_{k,m-1}^{n+1} + \left(1 + \frac{\tau a_{k,m}^2}{h_y^2}\right) c_{k,m}^{n+1} - \frac{\tau a_{k,m}^2}{2h_y^2} c_{k,m+1}^{n+1} = \tilde{c}_{k,m}^n + \frac{\tau a_{n,m}^2}{2h_x^2} \cdot (\tilde{c}_{k+1,m}^n - 2\tilde{c}_{k,m}^n + \tilde{c}_{k-1,m}^n), \quad (4.38)$$

$$\tilde{c}_{k,1}^{n+1} = c_1; \tilde{c}_{k,M}^{n+1} = c_2; k = 1, \dots, K,$$

де невідомими величинами є  $c_{i,j}^{n+1}$ .

При цьому слід зазначити, що в системах (4.37) і (4.38) величина  $a_{k,m}$  визначаються в кожній точці розрахункової сітки – це означає, що можливе моделювання процесу дифузії для неоднорідного середовища з різними значеннями цього коефіцієнта для різних зон області дослідження процесу. Всі запропоновані чисельні алгоритми та форми задання граничних умов реалізовано у вигляді програмних продуктів, проведені численні модельні чи тестові розрахунки. Для моделювання граничних умов використовується подання:

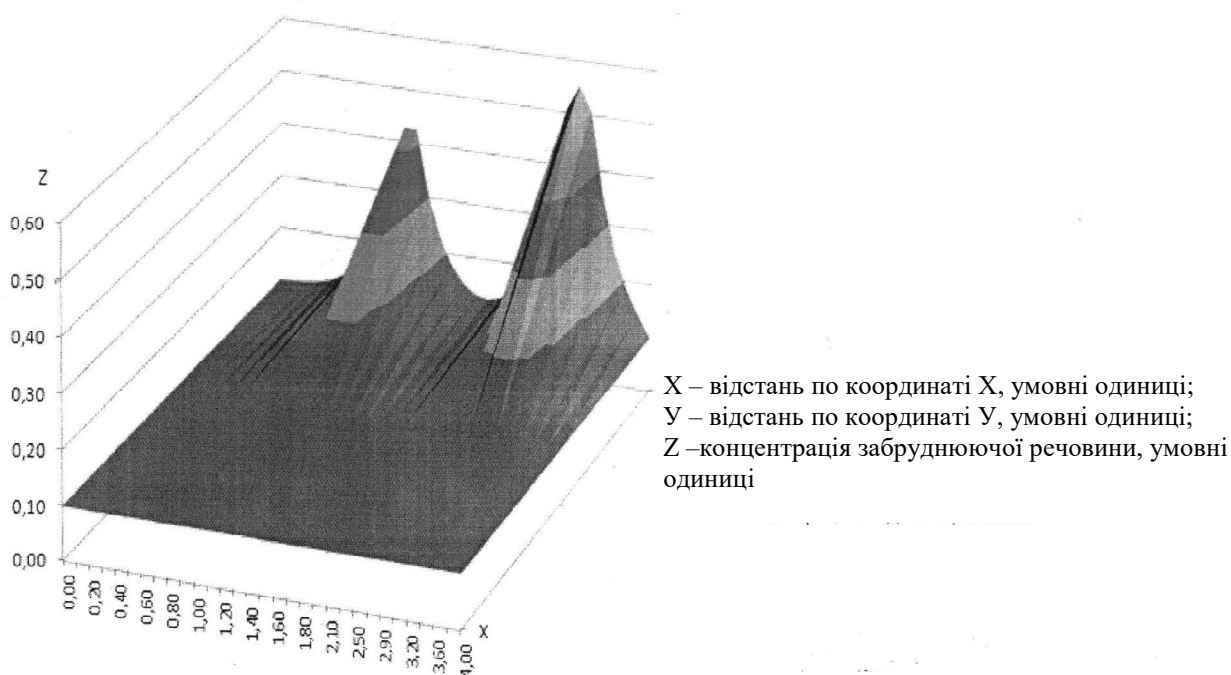
$$C(x,0,t) = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{(x-x_i)^2 + (t-t_0)^2 K_i} \quad (4.39)$$

$$C(0,y,t) = \sum_{j=1}^K \frac{C_j}{(y-y_j)^2 + (t-t_0)^2 K_j} \quad , \quad (4.40)$$

яке дозволяє моделювати як місце розташування витoku так і моделювати його інтенсивність в часі (зміну цієї інтенсивності).

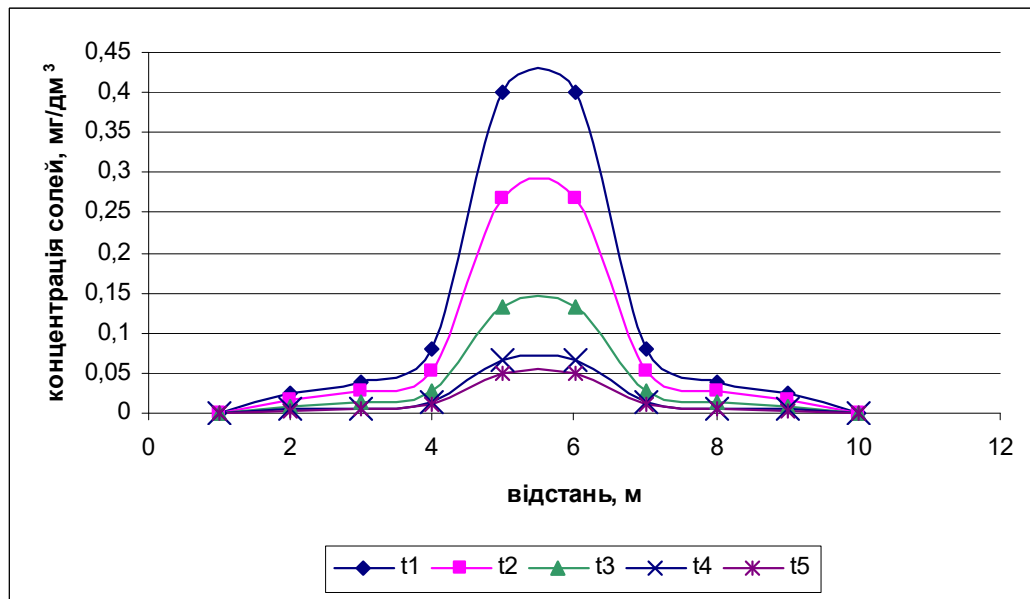
### 4.5.3 Аналіз проведених розрахунків

На рисунку 4.27 наведено одержані з використанням моделі (4.27); (4.28) з умовами (4.29); (4.30) розподіли концентрацій для двох джерел надходження різної інтенсивності. Одиниці вимірювання є умовними.



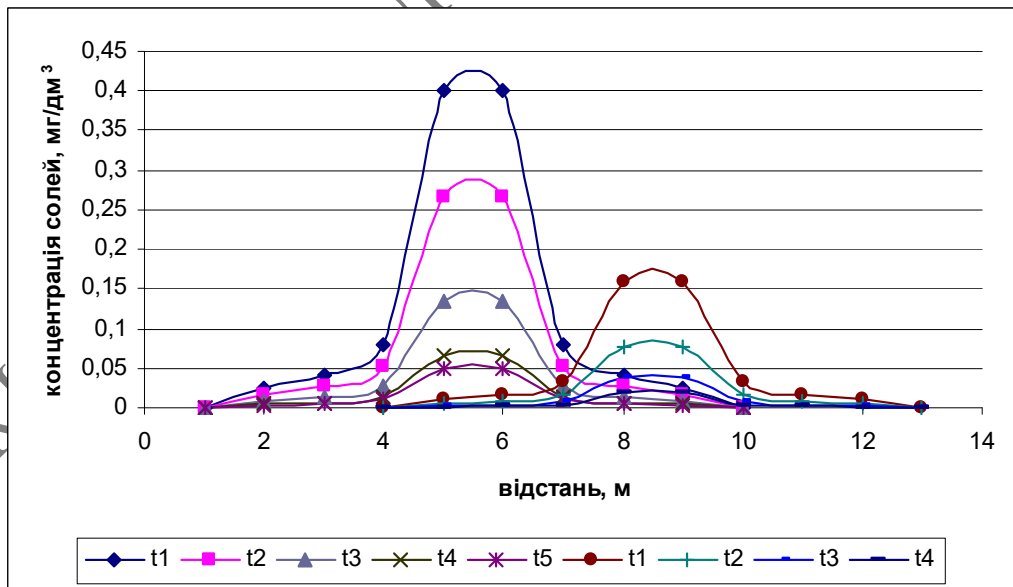
**Рис. 4.27** Розподіл концентрації солей в досліджуваній зоні для випадку наявності двох джерел їх надходження

На рисунку 4.28 наведено розподіл концентрації по перерізах перпендикулярних осі  $O_y$ . При розрахунках задавалося, що  $a^2 = const$ , тому граничні умови тиску (4.27) і (4.28) дають симетричний розподіл концентрації солей по області дослідження.



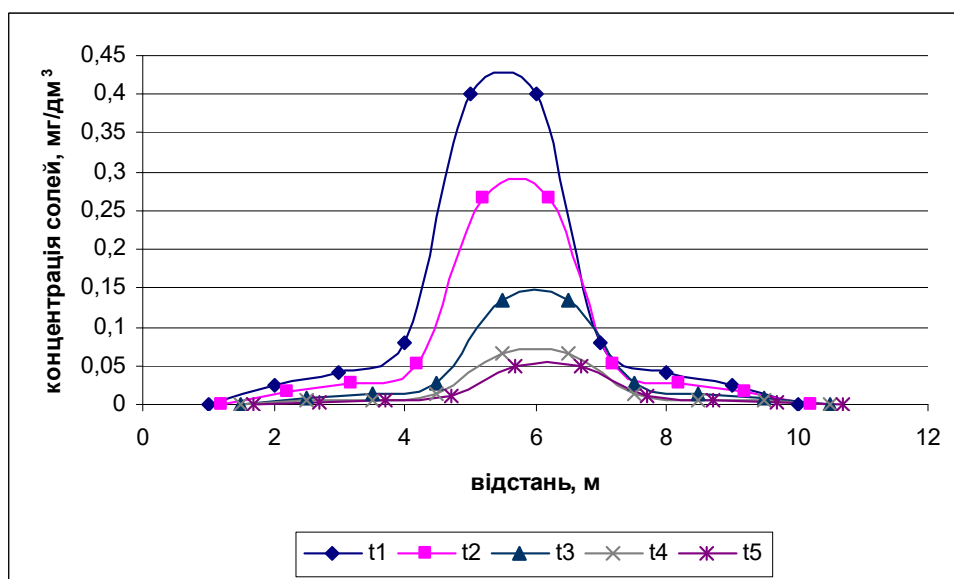
**Рис. 4.28.** Розподіл концентрації по перерізах випадку розташування джерела надходження на прямій  $y=0$

На рисунку 4.29 наведено розподіл концентрації солей для різних місць розташування джерел надходження: одне з них – на лівій границі досліджуваної області, інше – на правій. Інтенсивність витоків різна.



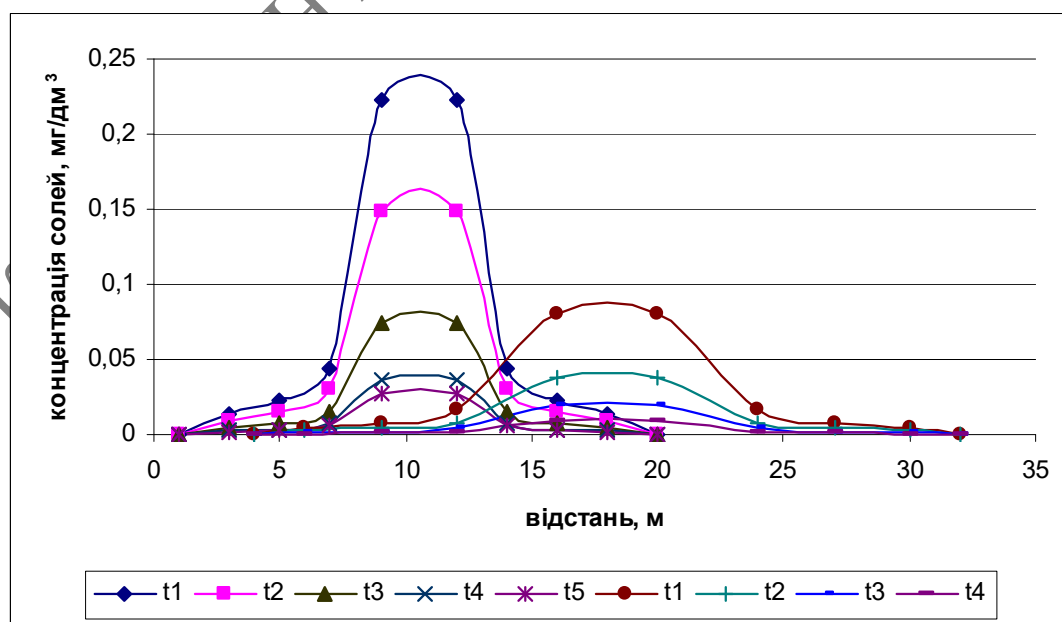
**Рис. 4.29.** Розподіл концентрації солей для випадку наявності двох джерел надходження, одне з них на прямій  $y=0$ ,  $y=L_2$

На рисунку 4.30 представлені результати розрахунків за схемою (4.27, 4.28), за умови  $a^2 \neq const$ ,  $a^2 = a^2(x, y, t)$ . Виявлено порушення симетрії розподілу концентрацій через неоднорідність середовища, в яке потрапляють солі.



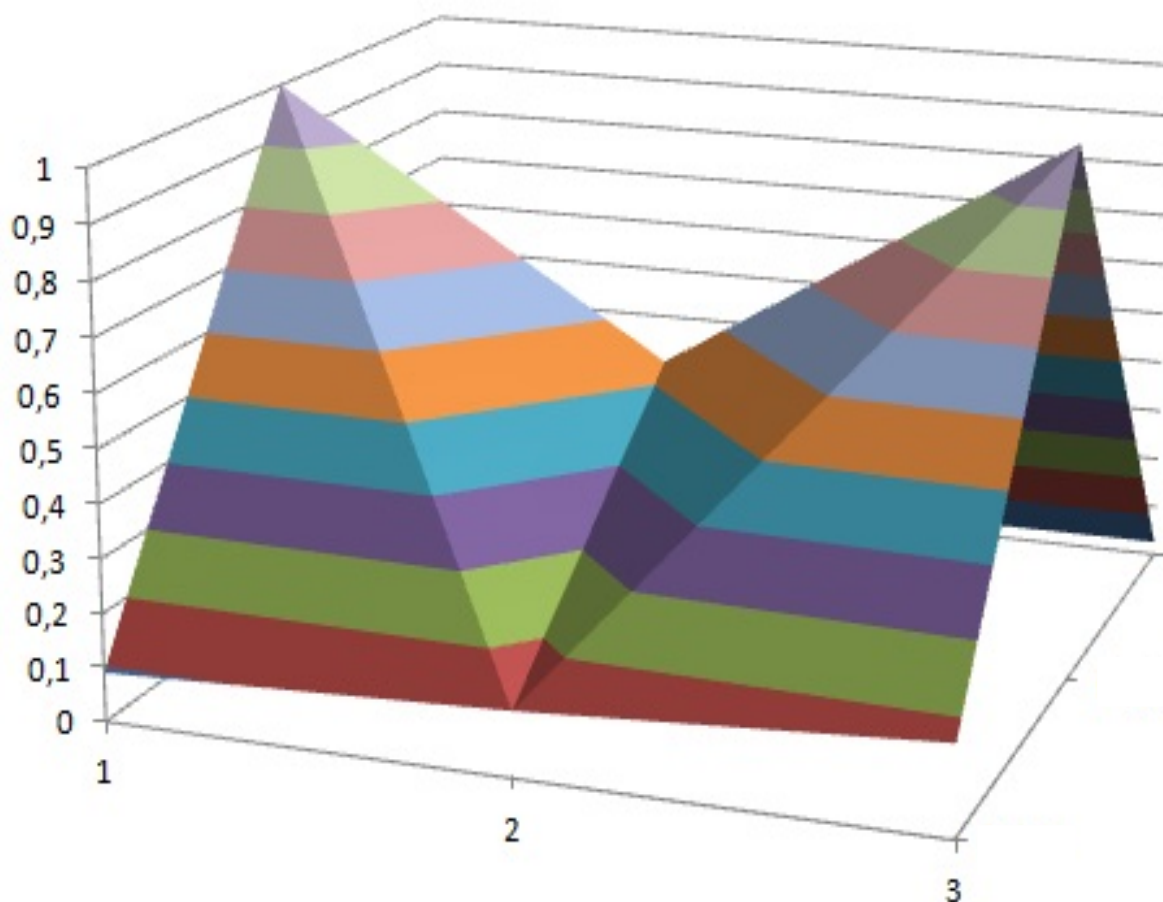
**Рис. 4.30.** Вплив неоднорідності властивостей середовища на розподіл концентрацій

На рисунку 4.31 показано, яким чином змінюється концентрація шкідливих речовин з часом, при однакових значеннях коефіцієнта дифузії. При цьому використовувались модельні залежності (4.29), (4.30).



**Рис. 4.31.** Зміна концентрації солей в досліджуваній області в часі

На рисунку 4.32 наведено тривимірну конфігурацію розподілу концентрації в досліджуваній області при двох джерелах забруднення в умовних одиницях, які одержуються в процесі переходу до безрозмірних одиниць.



**Рис. 4.32.** Тривимірна конфігурація розподілу концентрації шкідливої речовини при двох джерелах її надходження в досліджувану область (геометричні розміри області умовні)

Таким чином, озроблено багатокомпонентну математичну модель поширення солей у водоносних горизонтах у випадку розгерметизації кратера.

#### **4.6 Дослідження особливостей формування фізико-хімічного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища**

Вміст вуглеводнів, висока загальна мінералізація пластової води і особливо підвищений вміст хлорид-іону це ті фактори, що негативно впливають на

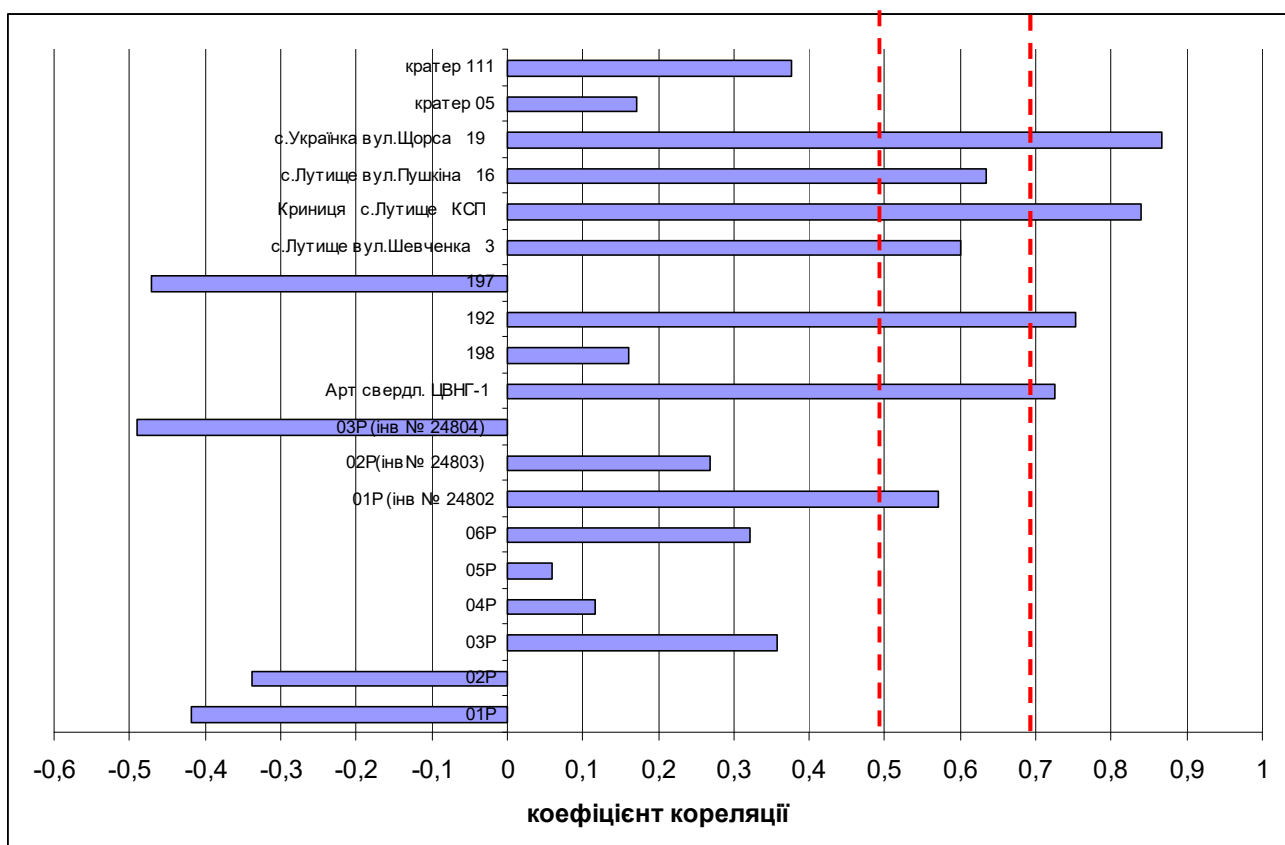
поверхневі і ґрунтові води, і є основними критеріями для оцінки їх забруднення. Такий підхід щодо встановлення негативного впливу пластових вод на поверхневі і ґрунтові води у більшості випадків є правильним, проте даний метод дозволяє встановити негативні екологічні зміни на пізній стадії коли цей вплив є значним і суттєво змінює фізико-хімічні властивості вод. У зв'язку з цим нами запропоновано методика визначення впливу супутньо-пластових вод на поверхневі і ґрунтові води, який дозволяє встановити вплив ще на стадії, коли забруднення є мінімальним, мінералізація поверхневих і ґрунтових вод ще не є високою, тобто вплив пластових вод є незначним або класифікується як відсутній.

Так, з метою визначення природи формування фізико-хімічного складу поверхневих і ґрунтових вод в межах Рибальського нафтового родовища, було розраховано кореляційні зв'язки між вмістом основних макроіонів у досліджуваних водах та загальною мінералізацією води. Після цього проводилось порівняння визначених зв'язків із аналогічними показниками характерними для супутньо-пластових вод.

Для проведення досліджень використовувались поверхневі і ґрунтові води відібрані із пунктів моніторингових спостережень в межах Рибальського нафтового родовища. Мережа моніторингу на Рибальському родовищі була розроблена Північно-Східним науковим центром «Інтелект-сервіс» [172, 184] та в подальшому доповнена Науково-дослідним і проектним інститутом ПАТ «Укрнафта» [185-189].

#### **4.6.1 Сульфат-іон**

На рисунку 4.33 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом сульфат-іону у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.



**Рис. 4.33.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом сульфатів у водах на території Рибальського родовища

Як видно з рисунка 4.33, тісний прямий кореляційний зв'язок між вмістом сульфатів та мінералізацією зафіксовано у криниці с. Українка, криниці комунального сільськогосподарського підприємства (далі КСП) с. Лутище, спостережній свердловині 192, артезіанській свердловині ЦВНГ-1.

Середній кореляційний зв'язок спостерігається у пробах води відібраних із колодязів с. Лутище (вул. Пушкіна, вул. Шевченка), свердловини 01 Рибальського родовища. Слід зазначити, що всі перелічені пункти спостережень характеризуються низькими значеннями мінералізації води, при цьому сульфат іон не є визначальним у формуванні загальної мінералізації води.

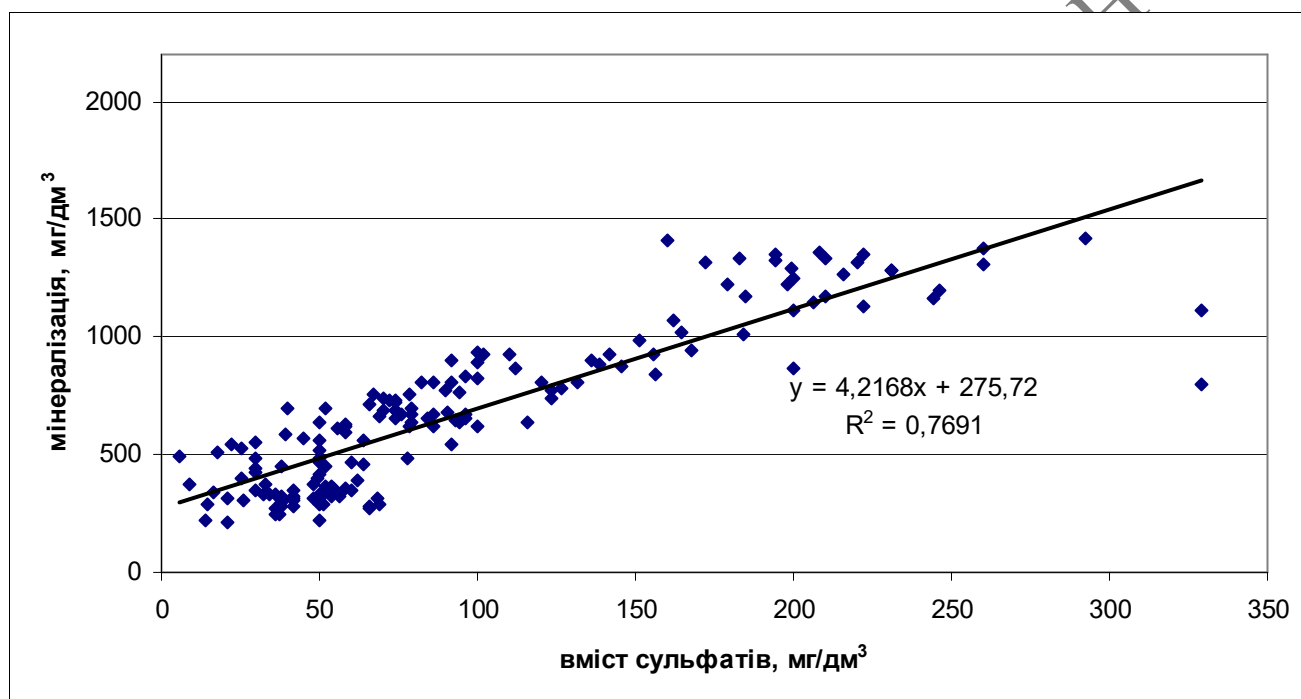
За результатами проведених розрахунків, для проб води із тісними кореляційними зв'язками встановлено, що залежність між загальною мінералізацією води та вмістом сульфат-іону (рисунок 4.34), визначається рівнянням:

$$C(\text{mineral}) = 4,2168C(\text{SO}_4^{2-}) + 275,72 \quad (4.31)$$

де  $C(\text{mineral})$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/дм<sup>3</sup>.

При цьому значення коефіцієнта детермінації становить  $R^2 = 0,77$  і є ВИСОКИМ.

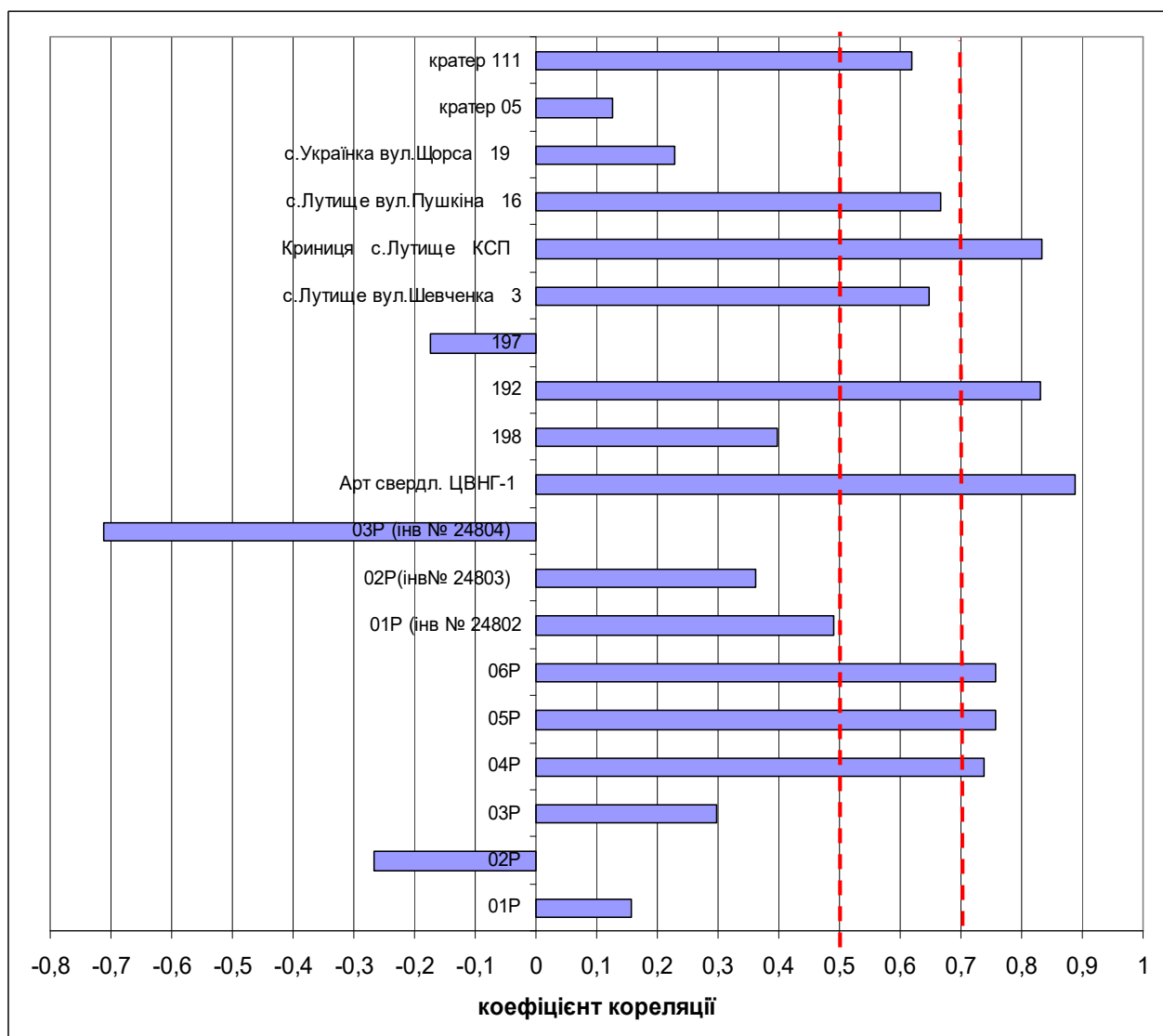


**Рис. 4.34** Залежність вмісту сульфатів від загальної мінералізації води у підземних водах Рибальського родовища

#### 4.6.2 Гідрокарбонат-іон

На рисунку 4.35 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом гідрокарбонат-іону у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.





**Рис. 4.35.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом гідрокарбонат-іону у водах на території Рибальського родовища

Як видно з рисунка 4.35, високі значення прямого кореляційного зв'язку встановлено для вод, відібраних із криниці на території КСП с. Лутище, спостережної свердловини 192, поблизу експлуатаційної нафтової свердловини 192, артезіанської свердловини ЦВНГ-1, спостережних свердловин на перший водоносний горизонт 04, 05, 06 Рибальського родовища.

Кореляційний зв'язок середньої сили встановлено у водах з поверхневої водоїми аварійного кратера свердловини 111, двох криниць с. Лутище (вул. Пушкіна, вул. Шевченка).

Обернений тісний кореляційний зв'язок встановлено у спостережній свердловині 09 із куца свердловин поблизу кратера свердловини 111 Рибальського родовища.

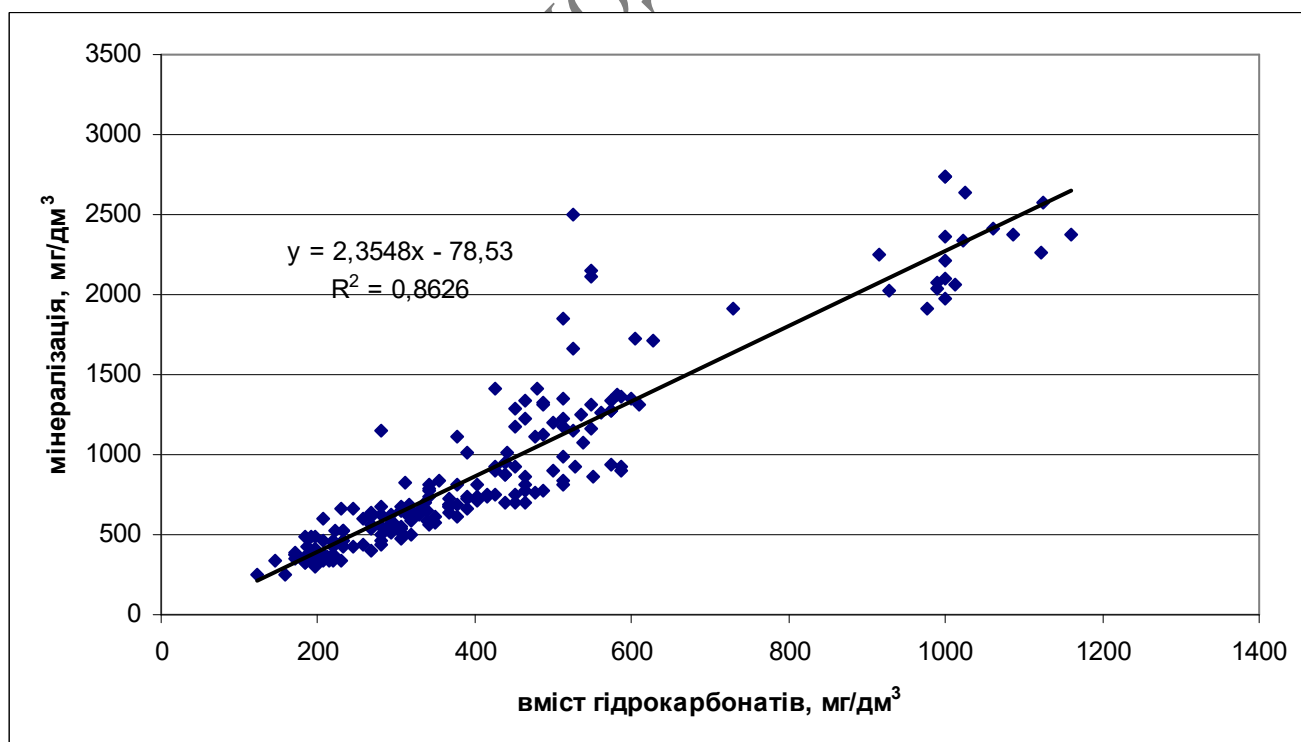
За результатами проведених розрахунків, для проб води із тісними кореляційними зв'язками мною встановлено, що залежність між загальною мінералізацією води та вмістом гідрокарбонат-іону (рисунок 4.36), визначається рівнянням:

$$C(\text{mineral}) = 2,3548C(\text{HCO}_3^-) + 78,53 \quad (4.32)$$

де  $C(\text{mineral})$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/дм<sup>3</sup>.

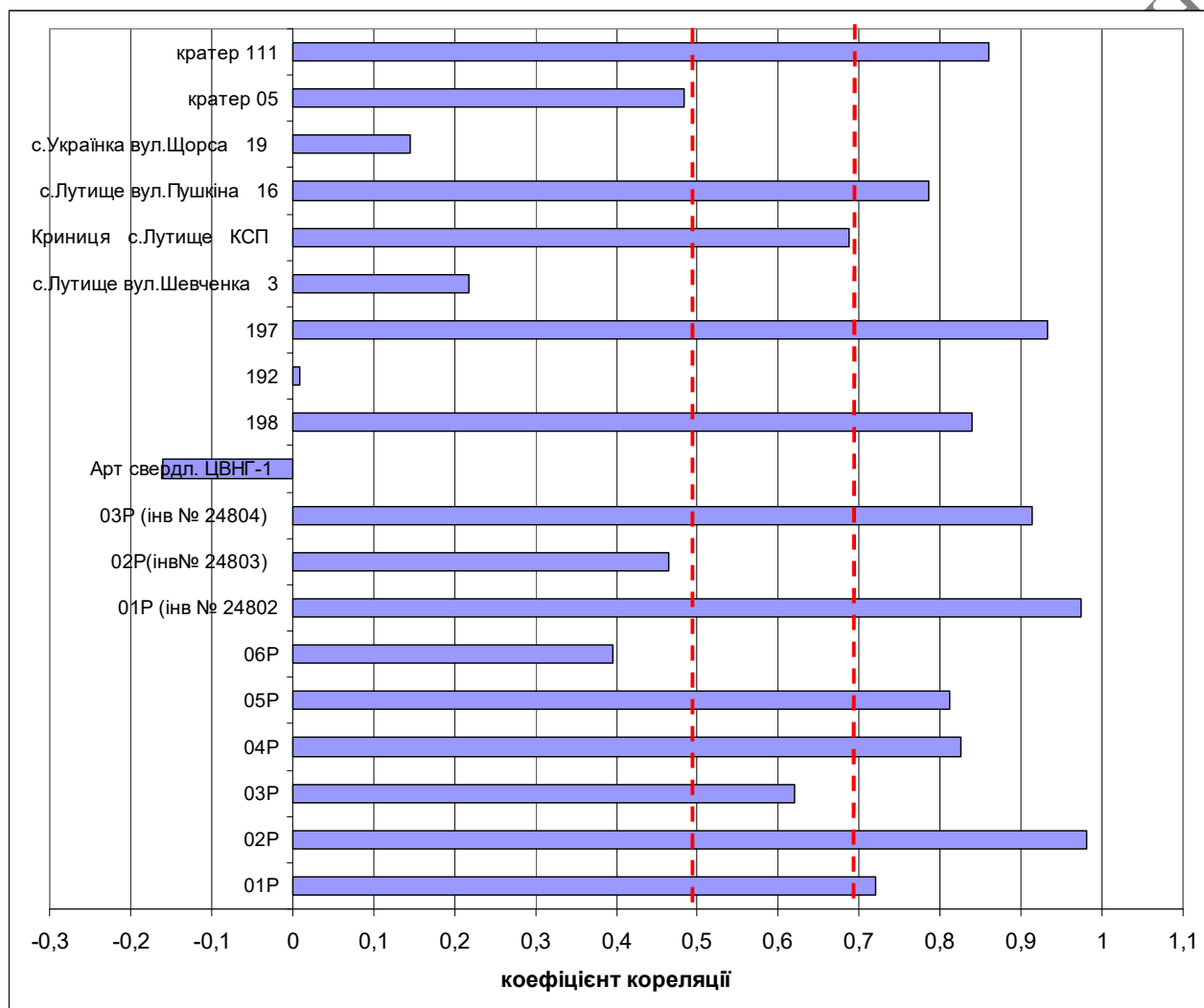
При цьому значення коефіцієнта детермінації є високим і становить  $R^2 = 0,86$ .



**Рис. 4.36.** Залежність вмісту гідрокарбонатів від загальної мінералізації води у підземних водах Рибальського родовища

### 4.6.3 Хлорид-іон

На рисунку 4.37 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом хлорид-іону у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.



**Рис. 4.37.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом хлорид-іону у водах на території Рибальського родовища

Як видно із рисунка 4.30 Тісний прямий кореляційний зв'язок встановлено у пробах вод, відібраних із кратера свердловини 111, криниць села Лутище (вул. Пушкіна, КСП), спостережних свердловин 197, 198, 09, 07, 05, 04, 02, 01.

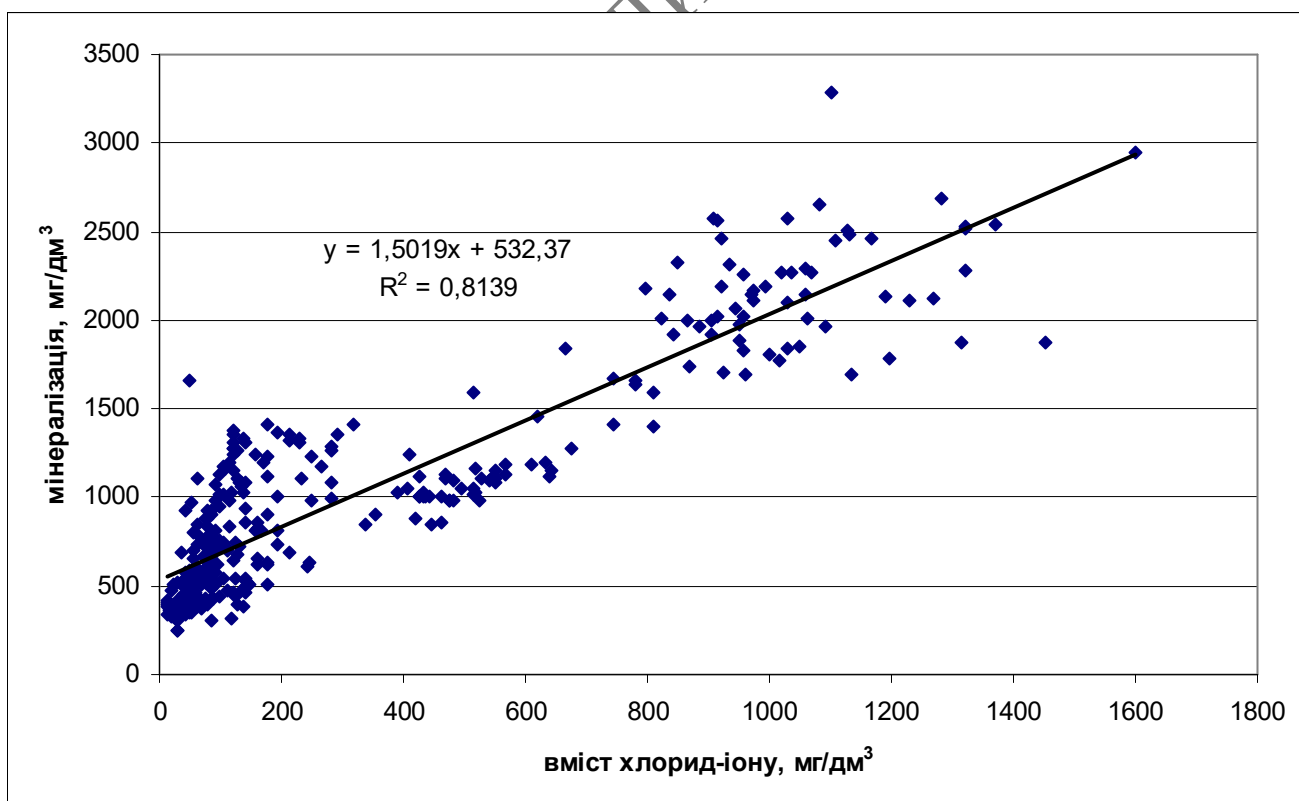
Середній кореляційний зв'язок між вмістом хлорид-іону та загальною мінералізацією води встановлено у спостережній свердловині 03 Рибальського родовища.

За результатами проведених розрахунків, для проб води із тісними кореляційними зв'язками побудовано залежності загальної мінералізації води від вмісту хлоридів (рисунки 4.38, 4.39): окремо для вод з низькими значеннями загальної мінералізації (100 – 3000 мг/дм<sup>3</sup>), та вод з високим вмістом мінеральних солей (15000 – 35000 мг/дм<sup>3</sup>). Встановлено, що залежність між загальною мінералізацією води та вмістом хлорид-іону при загальній мінералізації води 100 – 3000 мг/дм<sup>3</sup>, визначається рівнянням (рисунок 4.38):

$$C_{(mineral)} = 1,5019(Cl) + 532,37 \quad (4.33)$$

де  $C_{(mineral)}$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_{(Cl)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/дм<sup>3</sup>.



**Рис. 4.38.** Залежність загальної мінералізації води від вмісту хлоридів у підземних водах Рибальського родовища (мінералізація води 100 – 3000 мг/дм<sup>3</sup>)

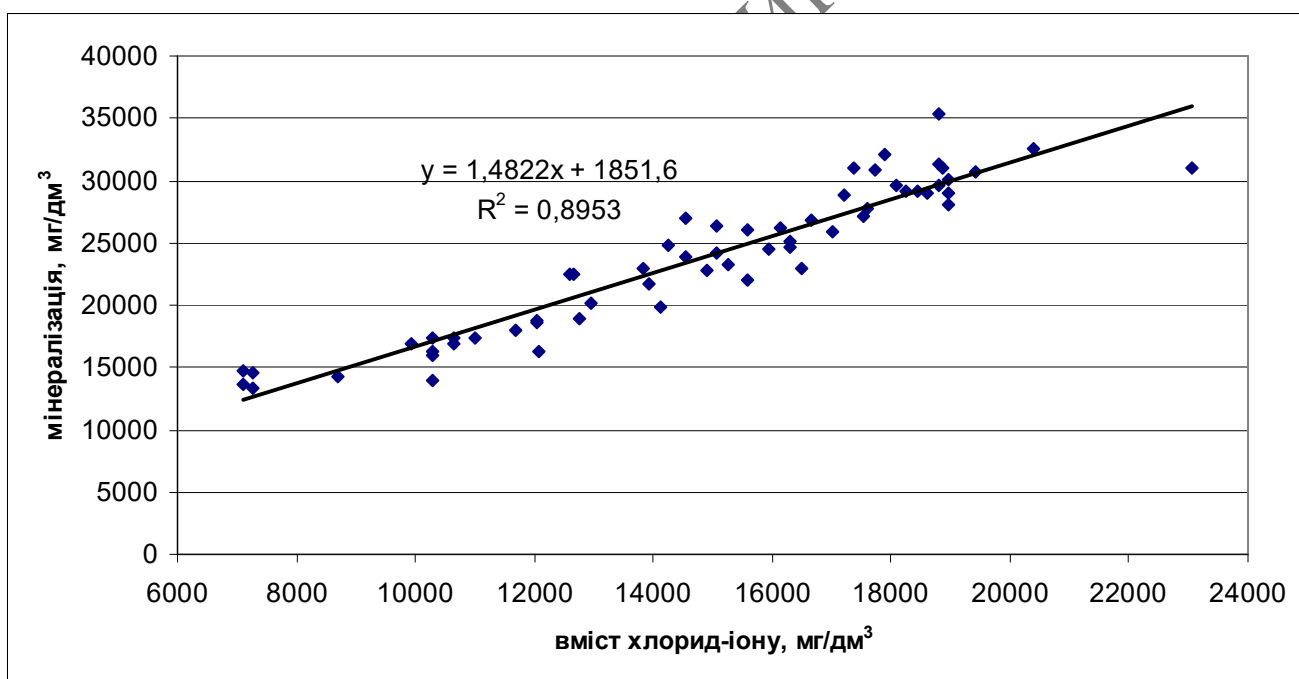
При визначеній у процесі моніторингу мінералізації води (15000 - 35000 мг/дм<sup>3</sup>), залежність між вмістом хлоридів та загальною мінералізацією води пропонується визначається наступним рівнянням (рисунок 4.39):

$$C(\text{mineral}) = 1,4822(Cl) + 1851,6 \quad (4.34)$$

де  $C(\text{mineral})$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/дм<sup>3</sup>.

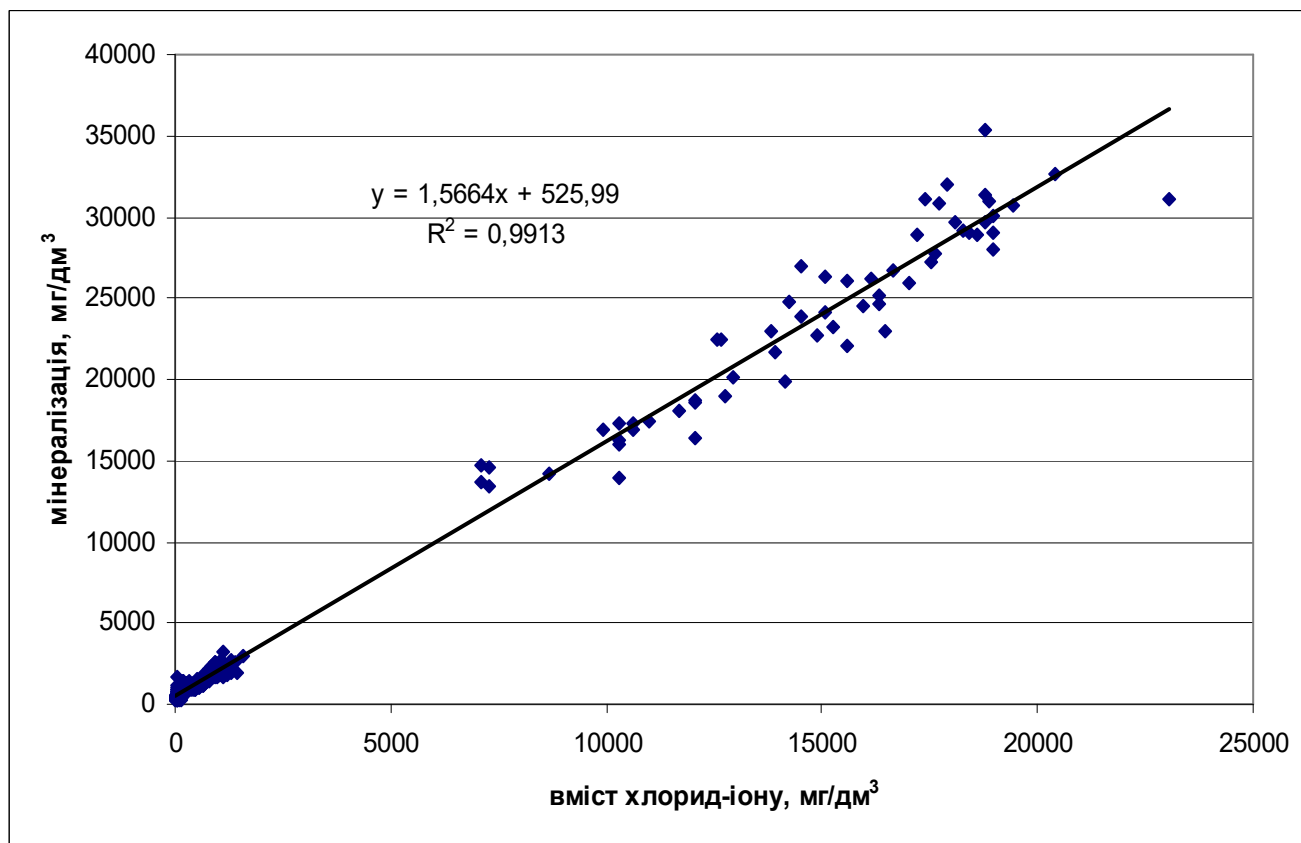
Для залежності (4.33) коефіцієнт детермінації є високим і становить  $R^2 = 0,81$ , для залежності (4.34) значення коефіцієнту детермінації ще вище –  $R^2 = 0,90$ .



**Рис. 4.39.** Залежність загальної мінералізації води від вмісту хлоридів у підземних водах Рибальського родовища (мінералізація води 15000 – 35000 мг/дм<sup>3</sup>)

Враховуючи те, що як для високих, так і для низьких значень мінералізації у залежностях (4.33) і (4.34) кутові коефіцієнти становлять 1,50 та 1,48, тобто є

близькими за значеннями, доцільно побудувати залежність, яка б відображала всі результати проведених досліджень (рисунок 4.40).



**Рис. 4.40.** Залежність загальної мінералізації води від вмісту хлоридів у підземних водах Рибальського родовища

Як видно з рисунка 4.40 залежність між загальною мінералізацією води та вмістом хлорид-іону визначається рівнянням:

$$C_{(mineral)} = 1,5664(Cl) + 525,99 \quad (4.35)$$

де  $C_{(mineral)}$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_{(Cl)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/дм<sup>3</sup>.

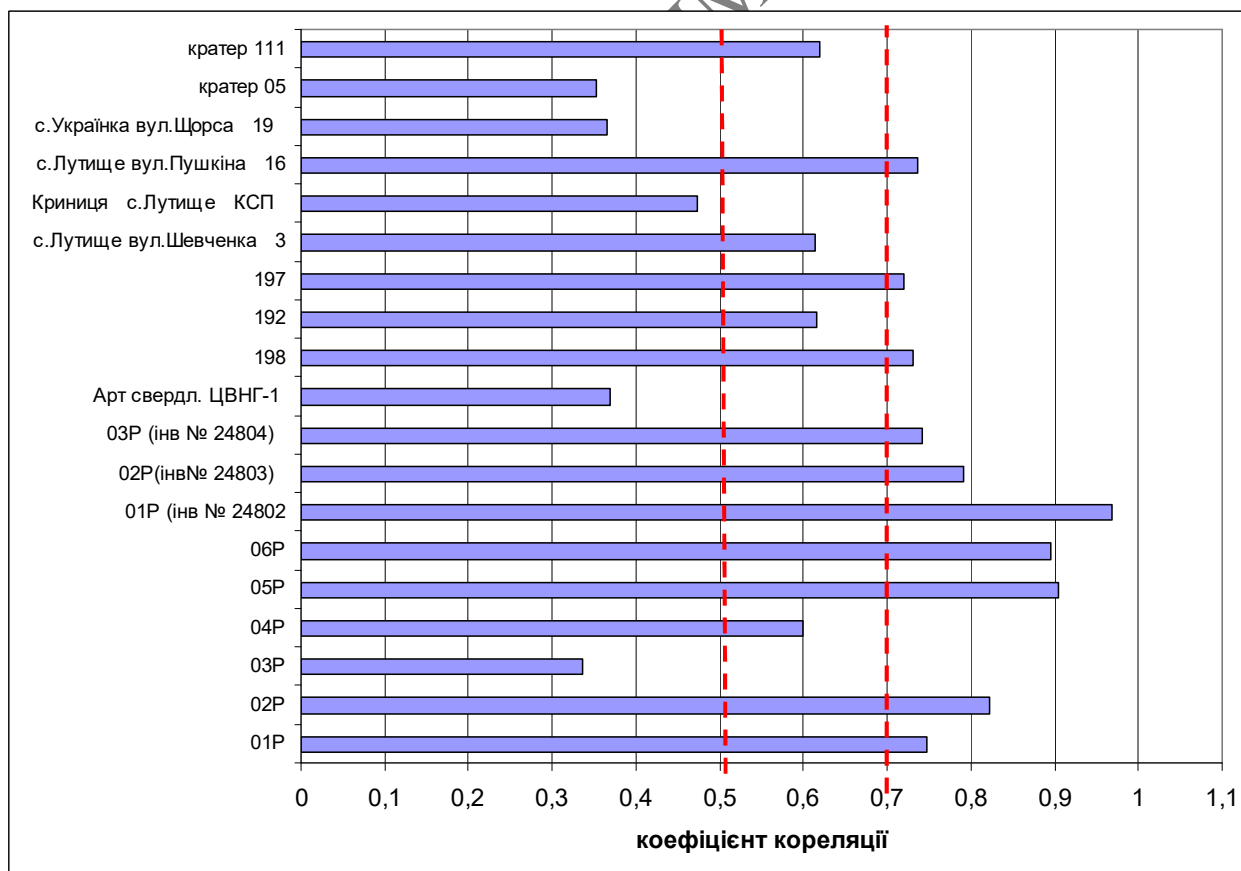
При цьому коефіцієнт детермінації становить  $R^2 = 0,99$ , тобто залежність із значною точністю дозволяє визначити вміст хлоридів залежно від мінералізації і навпаки.

Високий ступінь кореляції між мінералізацією води та вмістом хлорид іону може свідчити про вплив високомінералізованих пластових вод на приповерхневі водоносні горизонти та поверхневі води.

Крім того, слід зазначити, що кореляція між вмістом хлорид-іону та загальною мінералізацією води не залежить від величини загальної мінералізації, у той час як для гідрокарбонат та сульфат іонів кореляція є більш характерною для вод із низкими значеннями мінералізації води.

#### 4.6.4 Натрій-іон

На рисунку 4.41 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом натрій-іону у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.



**Рис. 4.41.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом натрій-іону у водах на території Рибальського родовища

Як видно з рисунка 4.41, прямий тісний кореляційний зв'язок між вмістом іону натрію та загальною мінералізацією води спостерігається у водах криниці с. Лутище (вул. Пушкіна), спостережних свердловинах 197, 198, 09, 08, 07, 06, 05, 02, 01.

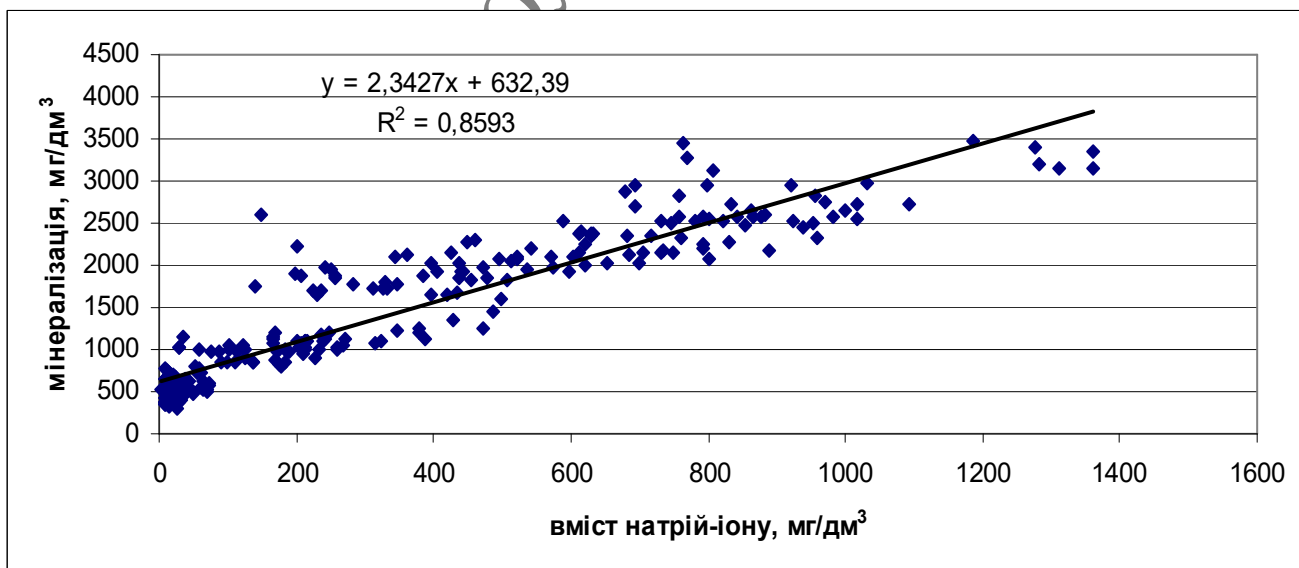
Кореляція середньої сили між вмістом натрій-іону та загальною мінералізацією води спостерігається у спостережних свердловинах 04, 192, криниці с. Лутище (вул. Шевченка), кратері свердловини 111.

За результатами проведених розрахунків, для проб води із тісними кореляційними зв'язками встановлено, що залежність між загальною мінералізацією води та вмістом натрій-іону (рисунок 4.42), визначається рівнянням:

$$C(\text{mineral}) = 2,3427C(\text{Na}^+) + 632,39 \quad (4.36)$$

де  $C(\text{mineral})$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/дм<sup>3</sup>.



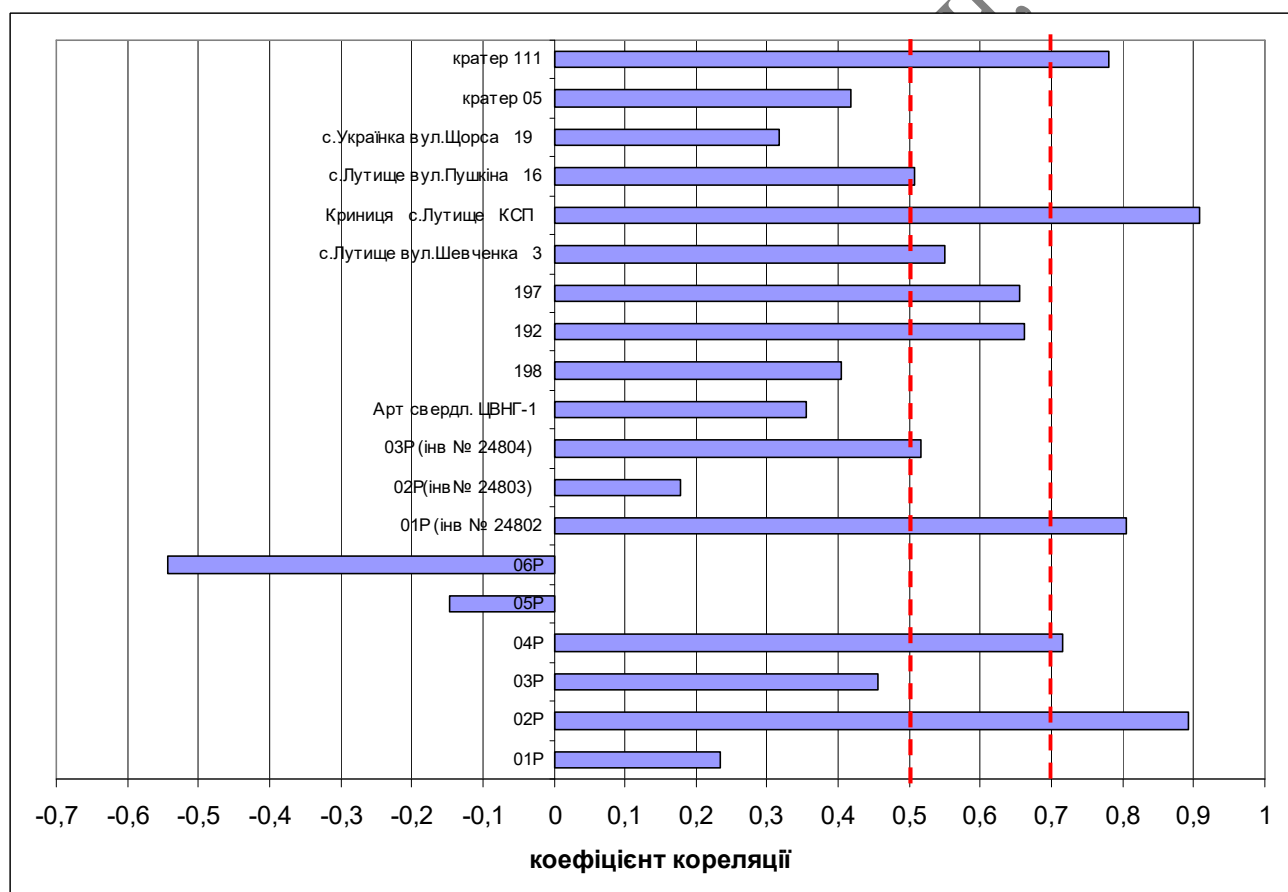
**Рис. 4.42.** Залежність загальної мінералізації води від вмісту натрій-іонів у підземних водах Рибальського родовища



При цьому значення коефіцієнту детермінації достатньо високе і становить  $R^2 = 0,86$ .

#### 4.6.5 Кальцій-іон

На рисунку 4.43 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом кальцій-іону у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.



**Рис. 4.43.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом кальцій-іону у водах на території Рибальського родовища

Як видно з рисунка 4.43 прямий тісний кореляційний зв'язок між вмістом іону натрію та загальною мінералізацією води спостерігається у водах криниці КСП с. Лутище, спостережних свердловинах 07, 04, 02, кратері свердловини 111.

Прямий кореляційний зв'язок середньої сили встановлено у колодязях с. Лутище (вул. Пушкіна, вул. Шевченка, 3), спостережних свердловинах 197, 192, 09.

Обернений кореляційний зв'язок середньої сили зафіксовано у спостережній свердловині 06.

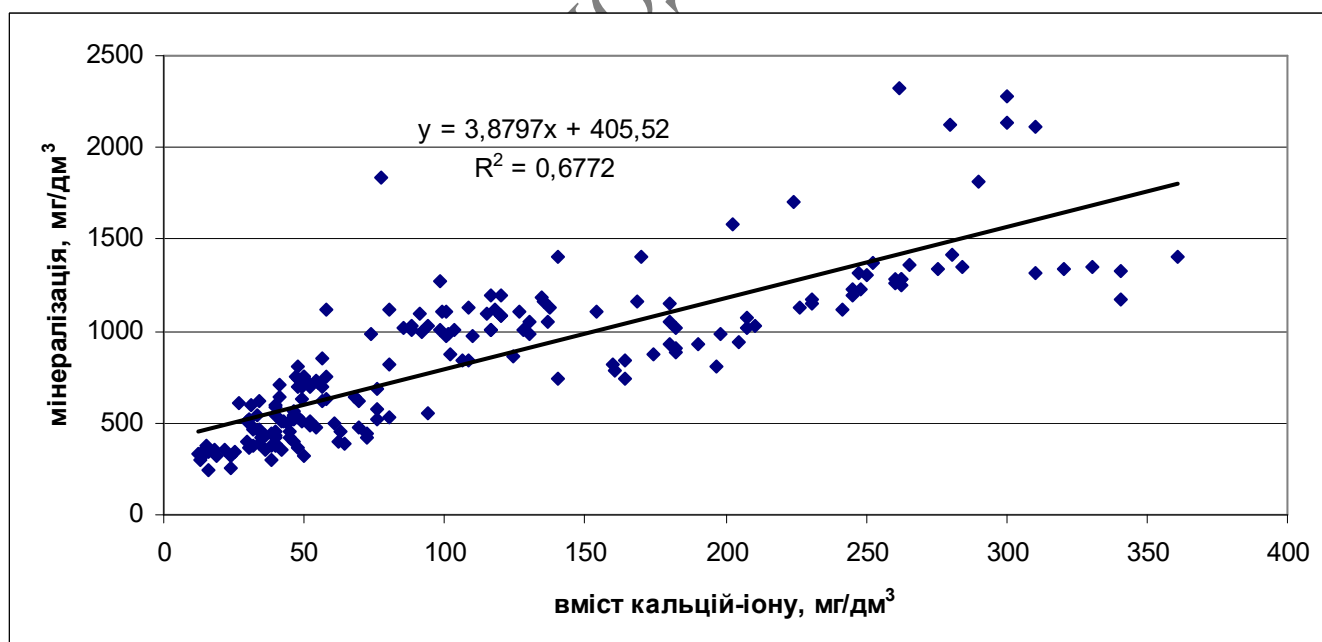
За результатами проведених розрахунків, для проб води із тісними кореляційними зв'язками мною встановлено, що залежність між загальною мінералізацією води та вмістом кальцій-іону (рисунок 4.44), визначається рівнянням:

$$C(\text{mineral}) = 3,8797C(\text{Ca}^{2+}) + 405,52 \quad (4.37)$$

де  $C(\text{mineral})$  – мінералізація води, мг/дм<sup>3</sup>;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/дм<sup>3</sup>.

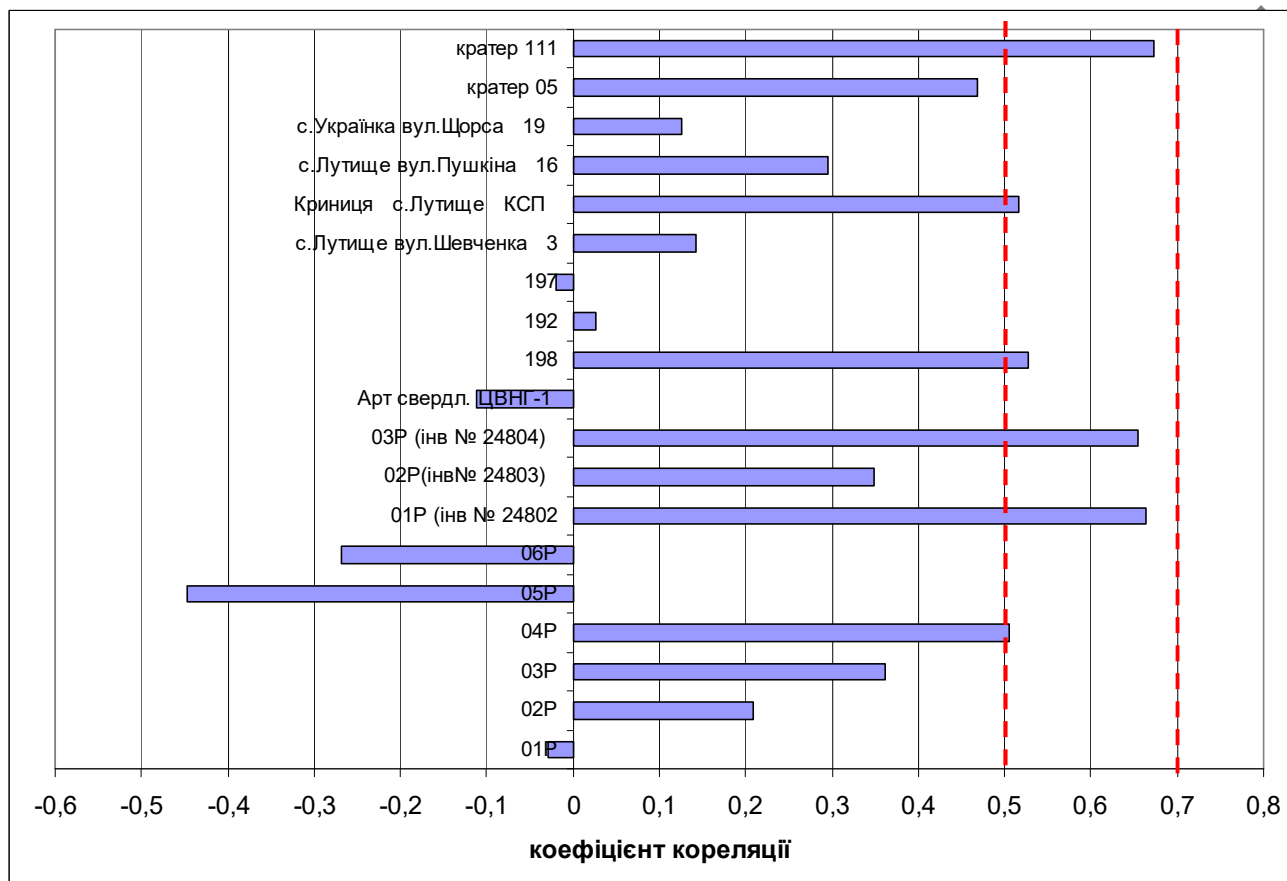
При цьому коефіцієнт детермінації високий і становить  $R^2 = 0,68$ .



**Рис. 4.44.** Залежність загальної мінералізації води від вмісту натрій-іонів у підземних водах Рибальського родовища

#### 4.6.6 Іони калію і магнію

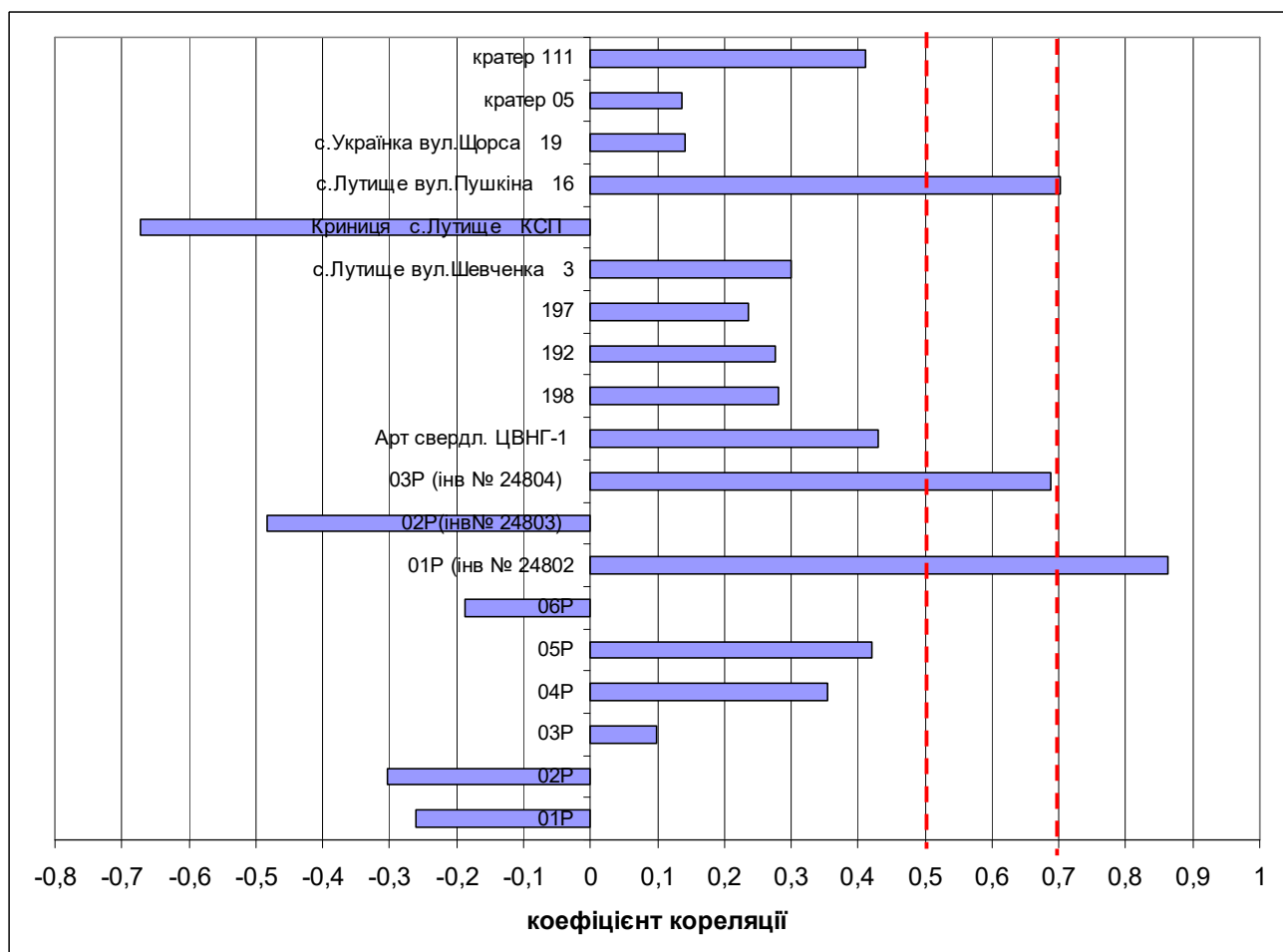
На рисунках 4.45 і 4.46 зображено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом магній-іону та іону калію у пробах води, відібраних із пунктів моніторингових спостережень за станом підземних вод на території Рибальського нафтового родовища.



**Рис. 4.45.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом магній-іону у водах на території Рибальського родовища

Як видно з наведених рисунків кореляція вмісту катіонів  $Mg^{2+}$  та  $K^+$  із загальною мінералізацією не є тісною, у зв'язку з цим залежності мінералізації води від вмісту іонів калію та магнію нами не будувались.

В цілому слід зазначити, що встановлені взаємозв'язки між загальною мінералізацією води та вмістом макрокомпонентів дозволяють суттєво знизити трудоемність аналітичних лабораторних досліджень, оскільки дозволяють розрахувати вміст макрокомпонентів в залежності від мінералізації води.



**Рис. 4.46.** Коефіцієнти кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом калій-іону у водах на території Рибальського родовища

При цьому загальна мінералізація може визначатись з допомогою TDS (total dissolved solids)-метрів, а макрокомпоненти можуть розраховуватись з допомогою нескладного програмного забезпечення. Слід зазначити, що аналітичні методи досліджень безумовно є більш точними, а розрахунковий метод, який запропонований нами може бути використаний при проведенні експрес-аналізів вод, в т.ч. в польових умовах.

#### **4.7 Розроблення та апробація способу визначення впливу пластових вод на приповерхневі прісні водоносні горизонти**

Встановлені кореляційні зв'язки між макроіонами у приповерхневих прісних водоносних горизонтах чи поверхневих водах та їх порівняння із

закономірностями встановленими для пластових вод дозволяють визначити наявність чи відсутність впливу пластових вод на приповерхневі прісні водоносні горизонти.

Зокрема, за наявності тісних кореляційних зв'язків у парі хлориди-мінералізація, а також тісних або середньої сили зв'язків у парах натрій-хлориди, натрій-мінералізація, кальцій-хлориди, кальцій-мінералізація води відносять до таких, що зазнають впливу пластових вод.

Якщо у водах відсутні тісні кореляційні і середньої сили кореляційні зв'язки або наявні тісні чи середньої сили кореляційні зв'язки у парах мінералізація-сульфати та/або мінералізація-гідрокарбонати, а також середньої сили або тісні кореляційні зв'язки у парах кальцій (магній, натрій, калій)-гідрокарбонати, кальцій (магній, натрій, калій)-сульфати, води відносять до таких, що не зазнають впливу пластових вод.

За наявності тісних та середньої сили кореляційних зв'язків для пар натрій-хлориди, натрій-мінералізація, кальцій-хлориди, хлориди-мінералізація, а також для пар мінералізація-сульфати, мінералізація-гідрокарбонати, гідрокарбонати-сульфати, мінералізація гідрокарбонати, гідрокарбонати-калій, гідрокарбонати-магній, сульфати-магній, сульфати-калій, то такі води класифікують, як такі, що зазнають впливу пластових вод, проте ще зберігаються зв'язки, характерні для їх природного стану.



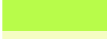

При цьому ступінь мінералізації води, а також величина концентрації окремих іонів не є визначальним чинником для встановлення факту впливу високомінералізованих пластових вод на природні води. Саме цим запропонований спосіб відрізняється від підходів до оцінки впливу пластових вод на приповерхневі та поверхневі води, які традиційно застосовуються на практиці.

В таблиці 4.16 наведено значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води і впливом макроіонів. Як видно з таблиці 4.16 вплив мінералізованих вод спостерігається в 9 пунктах моніторингових спостережень.

Таблиця 4.16

Значення коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією води та вмістом макроіонів

Назва пункту спостережень	Коефіцієнт кореляції							Вплив пластових вод
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	
01P	0,15702	-0,41806	0,719727	0,233563	-0,02828	-0,26137	0,747918	так
02P	-0,26554	-0,33886	0,981461	0,893284	0,209523	-0,30398	0,822631	так
03P	0,297311	0,357229	0,620288	0,456557	0,360857	0,099618	0,336393	ні
04P	0,739111	0,116385	0,826253	0,716448	0,504906	0,354382	0,599055	так
05P	0,757368	0,058508	0,811783	-0,14716	-0,44774	0,420541	0,904571	так
06P	0,757732	0,32126	0,395811	-0,54343	-0,26823	-0,1864	0,89499	ні
07P (інв № 24802)	0,490723	0,571545	0,97381	0,805565	0,663886	0,86173	0,968249	так
08P(інв№ 24803)	0,360957	0,268102	0,464517	0,177097	0,348149	-0,48300	0,79166	так
09P (інв № 24804)	-0,71169	-0,48937	0,913089	0,516737	0,655252	0,688217	0,742412	так
Арт свердл. ЦВНГ-1	0,889272	0,724279	-0,16083	0,355915	-0,11146	0,428971	0,369359	ні
Свердловина біля нафтової 198	0,398477	0,161232	0,935201	0,751015	0,526761	0,448311	0,731521	так
Свердловина біля нафтової 192	0,831244	0,753692	0,00935	0,660993	0,025596	0,276542	0,615255	ні
Свердловина біля нафтової 197	-0,17461	-0,47078	0,93302	0,654929	-0,0199	0,235251	0,719051	так
Криниця с.Лутище вул.Шевченка	0,646674	0,600204	0,217234	0,550122	0,142057	0,29963	0,613481	ні
Криниця с.Лутище,КСП	0,833235	0,839239	0,687547	0,907439	0,516881	-0,67323	0,473158	ні
Криниця с.Лутище вул. Пушкіна	0,666076	0,635030	0,785107	0,507637	0,295183	0,702984	0,737016	так
Криниця с.Українка	0,227673	0,867795	0,145084	0,317466	0,12504	0,1405	0,36528	ні
кратер свердловини 05	0,125935	0,171338	0,484043	0,418162	0,467508	0,137367	0,35226	ні
кратер свердловини 111	0,618703	0,377349	0,860115	0,781437	0,672554	0,410382	0,619646	так

 Сильний або тісний зв'язок  
 Середній зв'язок  
 Помірний зв'язок  
 Слабкий або дуже слабкий зв'язок

У переважній більшості пунктів спостережень, де впливу супутньо-пластових вод не зафіксовано, мінералізація води не перевищує  $1000 \text{ мг/дм}^3$ . Характерною особливістю таких вод є наявність тісних кореляційних зв'язків між загальною мінералізацією води та вмістом гідрокарбонатів, зокрема такі зв'язки присутні у водах спостережної свердловини 192, артсвердловини цеху видобування нафти і газу (ЦВНГ) № 1, криниці КСП с. Лутище, спостережній свердловині 06 Рибальського родовища. А також тісні кореляційні зв'язки існують між вмістом сульфатів та мінералізацією води (артсвердловина ЦВНГ-1, спостережна свердловина 192, криниця у с. Лутище КСП, криниця у с. Українка).

У водах, з можливим впливом пластових вод, спостерігаються тісні кореляційні зв'язки, характерні для пластових вод. Зокрема між хлоридами, іонами натрію, кальцію та мінералізацією води. В даному випадку до таких вод, безумовно, належать води з високою мінералізацією (свердловини 197, 198). Тут чітко прослідковуються кореляційні зв'язки між іонами кальцію, натрію, хлоридами та загальною мінералізацією.

У свердловині 01 Рибальського родовища загальна мінералізація води складає  $2184 \text{ мг/дм}^3$ . Такі значення мінералізації можуть бути притаманні як для природних вод, так і для вод, які зазнають впливу пластових вод. Проте аналіз кореляційних зв'язків вказує на те, що підземні води в районі розташування свердловини 01 зазнають впливу саме пластових вод. Такий висновок дозволяє зробити наявність тісного зв'язку у парах:

- мінералізація-хлориди – 0,72;

- мінералізація-натрій – 0,75;

а також відсутність кореляційного зв'язку у парах:

- мінералізація-сульфати – -0,42;

- мінералізація-гідрокарбонати – 0,16;

У свердловині 02 Рибальського родовища загальна мінералізація води складає лише  $1205,8 \text{ мг/дм}^3$ , проте вплив пластових вод на підземні водоносні горизонти в районі розташування вказаної свердловини простежуються ще більш чітко:

- мінералізація-хлориди – 0,98;
- мінералізація-кальцій – 0,89;
- мінералізація-натрій – 0,82;
- хлориди-натрій-0,79;

Порівняно невеликі значення кореляційного зв'язку спостерігаються у парах:

- гідрокарбонати-натрій – 0,42;
- сульфати-натрій – 0,52;
- сульфати-мінералізація – -0,34;
- гідрокарбонати-мінералізація – -0,27.

У свердловині 03 Рибальського родовища не встановлено жодних значень тісних кореляційних зв'язків, при цьому мінералізація води у свердловині складає 619 мг/дм<sup>3</sup>. Тому зробити однозначні висновки щодо наявності чи відсутності впливу пластових вод на підземні води в районі розташування свердловини неможливо. Зважаючи на відсутність кореляційних зв'язків вважаємо, що вплив пластових вод на підземні води в районі розташування свердловини відсутній. Скоріш за все, в даному випадку має місце значний вплив порід колекторів та атмосферних опадів на підземний водоносний горизонт.

У свердловині 04 Рибальського родовища мінералізація води складає 382 мг/дм<sup>3</sup> при цьому тісні кореляційні зв'язки спостерігаються у парах:

- мінералізація-гідрокарбонати – 0,74;
- мінералізація-хлориди – 0,83;
- мінералізація-кальцій – 0,72;
- мінералізація-натрій – 0,6;
- кальцій-магній – 0,84.

Слід відзначити невисокі значення кореляційних зв'язків у парах

- хлориди-кальцій – 0,39 ;
- хлориди-натрій – 0,44.

Такі значення кореляційних зв'язків, на нашу, думку вказують на незначний вплив пластових вод, про що свідчать кореляційні зв'язки у парах



мінералізація-хлориди, мінералізація-натрій, при цьому зв'язки природної якості води зберігаються (мінералізація-гідрокарбонати, мінералізація-кальцій). Слід зазначити що зв'язок у парі мінералізація-кальцій має швидше за все природне походження.

За своїми фізико-хімічними властивостями води свердловини 05 подібні до свердловини 04. Тут також спостерігаємо тісні кореляційні зв'язки у парах:

- хлориди- мінералізація (0,81);
- натрій-мінералізація (0,90);
- гідрокарбонати-мінералізація (0,76);
- сульфати-кальцій (0,58);

Загальна мінералізація води складає 669 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому зв'язки у парах:

- кальцій-мінералізація (-0,15);
- сульфати-мінералізація (0,06);

порівняно незначні.

У даній свердловині спостерігаємо незначний вплив пластових вод, при цьому «фонові» властивості вод зберігаються.

У водах свердловини 6 спостерігаються тісні кореляційні зв'язки у парах:

- гідрокарбонати-мінералізація (0,76);
- натрій-мінералізація (0,89);
- хлориди -сульфати (0,66).

Загальна мінералізація води становить 2132 мг/дм<sup>3</sup>. У парах хлориди-мінералізація (0,32) та кальцій-мінералізація (-0,54) помірний та середньої сили кореляційні зв'язки. У даному випадку вплив пластових вод не спостерігається.

У куці спостережних свердловин 07, 08, 09 встановлено тісні кореляційні зв'язки між хлоридами і загальною мінералізацією води у свердловинах 07Р та 09Р – коефіцієнт кореляції 0,97 та 0,91 відповідно. У свердловині 8 цей зв'язок був помірним та наближався до середнього, при цьому коефіцієнт кореляції становив 0,46. Крім того у свердловині 07Р встановлено тісний кореляційний зв'язок між вмістом кальцій іону та загальною мінералізацією (коефіцієнт кореляції 0,81), у свердловині 09 встановлено середньої сили зв'язок між вмістом іону кальцію та

загальною мінералізацією (коефіцієнт кореляції 0,52), у свердловині 08 зв'язок між вмістом кальцій іону та загальною мінералізацією води практично відсутній (коефіцієнт кореляції 0,18). Слід також відзначити, що у свердловинах 07 та 09 встановлено тісні кореляційні зв'язки у парах іон магнію-мінералізація та іон калію – мінералізація. Тісні зв'язки між вмістом натрій іону та мінералізацією води встановлено у всіх трьох свердловинах куща (07 – 0,97, 08 – 0,79, 09 – 0,74).

Таким чином на основі вищенаведеного можна зробити висновки про подібність іонного складу вод свердловин 07 та 09. Наявність впливу пластових вод на підземні води спостерігається у всіх трьох свердловинах - 07, 08 та 09.

В артсвердловині ЦВНГ-1 НГВУ «Охтирканафтогаз» спостерігаються тісні кореляційні зв'язки у парах:

- гідрокарбонати-мінералізація (0,89);
- сульфати-мінералізація (0,72);
- гідрокарбонати- сульфати (0,57).

Такий характер взаємозв'язків вказує на природній характер гідрохімічного складу вод у свердловині. Вплив пластових вод не спостерігається.

У спостережній свердловині 192 тісні кореляційні зв'язки спостерігаються у парах:

- гідрокарбонати-мінералізація (0,83);
- сульфати-мінералізація (0,75);
- сульфати – кальцій (0,67);
- натрій-мінералізація (0,61);
- гідрокарбонати-кальцій (0,57).

Перелічені значення гідрохімічних взаємозв'язків характеризують води свердловини як такі, що не зазнають впливу пластових вод.

У свердловині 197 найбільш тісними є взаємозв'язки у парах:

- хлориди-мінералізація (0,93);
- натрій-мінералізація (0,72);
- хлориди-кальцій (0,58);

Характер взаємозв'язків вказує на наявність впливу пластових вод у свердловині.

Дослідження вод спостережної свердловини 198 показали наявність взаємозв'язків у парах:

- хлориди-кальцій (0,72);
- хлориди-мінералізація (0,94);
- натрій-мінералізація (0,73);

Вищенаведені взаємозв'язки вказують на наявність впливу пластових вод. Крім того, слід звернути увагу, що у водах свердловини спостерігались також гідрохімічні взаємозв'язки, які характеризувались порівняно високими значеннями коефіцієнтів кореляції у парах:

- гідрокарбонати-маній (0,57);
- сульфати-магній (0,67).

Дані взаємозв'язки вказують на природні складові гідрохімічних властивостей вод свердловини 198. Вищенаведене дозволяє зробити висновок про те, що незважаючи на вплив пластових вод, у водах свердловині зберігаються природні гідрохімічні характеристики.

У с. Лутище незначного впливу пластових вод можливо зазнають води у криниці на вул. Пушкіна. Такого твердження можна дійти в результаті аналізу кореляційних зв'язків у парах:

- хлориди-мінералізація (0,69);
- кальцій-мінералізація (0,91);
- натрій-мінералізація (0,74);
- хлориди-натрій (0,66).

Водночас порівняно високі значення коефіцієнтів кореляції, що вказують на зв'язки середньої сили між іонами, характерними для природних прісних вод, спостерігаються у парах:

- сульфати-мінералізація (0,64);
- гідрокарбонати-мінералізація (0,67);
- сульфати-калій (0,62);

- гідрокарбонати-натрій (0,58);
- сульфати-натрій (0,57).

Вищенаведене свідчить про задовільну якість води у шахтному колодязі, при цьому загальна мінералізація води становить 582 мг/дм<sup>3</sup>.

Щодо інших шахтних колодязів, у яких проводяться моніторингові спостереження, то тут переважають середньої сили та/або тісні кореляційні зв'язки притаманні для природних вод, а саме - у парах сульфати-мінералізація, гідрокарбонати-мінералізація, кальцій-мінералізація.

Зокрема у шахтному колодязі, який знаходиться по вул. Шевченка, 3 у с. Лутище найбільш тісні кореляційні зв'язки встановлено у парах:

- гідрокарбонати-мінералізація (0,65);
- сульфати-мінералізація (0,60);
- натрій-мінералізація (0,61).

Характер взаємозв'язків вказує на природний гідрохімічний склад вод у колодязі.

У шахтному колодязі, що розташований на території колективного сільськогосподарського підприємства (КСП) с. Лутище тісні кореляційні зв'язки спостерігаються у парах:

- гідрокарбонати-сульфати (0,72);
- гідрокарбонати-кальцій (0,68);
- кальцій-мінералізація (0,91);
- гідрокарбонати-мінералізація (0,83);
- сульфати-кальцій (0,64);
- сульфати-мінералізація (0,84);
- гідрокарбонати-калій (-0,59);
- сульфати-натрій (0,56);
- хлориди-магній (0,86);
- кальцій-магній (0,71);
- хлориди-кальцій (0,80);
- сульфати-натрій (0,56);

- хлориди-мінералізація (0,69).

Аналіз взаємозв'язків вказує на природній характер гідрохімічних властивостей вод колодязя.

В шахтному колодязі, що розташований в с. Українка по вул. Щорса, 19 найбільш високий коефіцієнт кореляції зафіксовано у парі сульфати-мінералізація (0,87). Значення коефіцієнтів кореляції у інших парах іонів не є високими. Це дає підстави стверджувати, що води колодязя мають природний гідрохімічний склад.

Таким чином, в результаті проведених досліджень встановлено залежності між загальною мінералізацією води та вмістом макрокомпонентів, а також запропоновано новий спосіб для визначення впливу пластових вод на поверхневі і ґрунтові води.

#### **Висновки до розділу 4**

1. Набули подальшого розвитку дослідження щодо негативних екологічних наслідків розробки нафтогазових родовищ, зокрема встановлено, що внаслідок виникнення аварійної ситуації за рахунок потрапляння пластових вод на поверхню на території нафтогазових родовищ можливе формування техногенних мероміктичних водойм. Підтвердженням цьому є кратер свердловини № 5 на Рибальському нафтовому родовищі – це мероміктична водойма із стабільним фізико-хімічним складом води, мінералізація якої різко зростає від поверхні до дна водойми. Встановлено, що загальна мінералізація води зростає за лінійною залежністю із зростанням глибини водойми, аналогічна залежність характерна для вмісту хлорид-іону.
2. Розроблено спосіб ліквідації засоленості техногенних мероміктичних водойм шляхом постійного відбору високомінералізованих вод з дна водойми. Така вода може бути використана в системі підтримки пластового тиску, яка застосовується на родовищі. В процесі відбору вод відбуватиметься поступова заміна високо мінералізованих вод прісними водами поверхневого стоку. Таким чином з часом мінералізація води кратера зменшуватиметься аж до досягнення безпечних значень концентрацій мінералізації води.

3. Розроблено багатокомпонентну математичну модель поширення солей у водоносних горизонтах у випадку розгерметизації кратера. Аналітичні методи знаходження концентрації шкідливих речовин доцільно використовувати лише в окремих випадках, коли початкові умови моделюються простими аналітичними співвідношеннями – наприклад, лінійними функціями. Чисельні методи дозволяють моделювати процеси поширення шкідливих речовин з урахуванням кількості джерел їх надходження в досліджувану область, неоднорідності властивостей середовища, в яке надходить шкідлива речовина, оцінювати динаміку зміни концентрації вказаних речовин в часі.
4. Встановлено, що за наявності у досліджуваних водах тісних кореляційних зв'язків у парі хлориди-мінералізація, а також тісних або середньої сили зв'язків у парах натрій-хлориди, натрій-мінералізація, кальцій-хлориди, кальцій-мінералізація природні води зазнають впливу пластових вод. Такий вплив може бути зумовлений, як техногенними так і природними шляхами поступлення пластових вод. Кореляція між вмістом хлорид-іону та загальною мінералізацією води не залежить від величини загальної мінералізації, у той час як для гідрокарбонат та сульфат іонів кореляція є більш характерною для вод із низькими значеннями мінералізації води.
5. Встановлені залежності між загальною мінералізацією води та вмістом макрокомпонентів дозволяють суттєво знизити трудоемність аналітичних лабораторних досліджень, оскільки дозволяють розрахувати вміст макрокомпонентів в залежності від мінералізації води. При цьому загальна мінералізація може визначатись з допомогою TDS (total dissolved solids)-метрів, а макрокомпоненти можуть розраховуватись з допомогою нескладного програмного забезпечення. При цьому слід зазначити, що аналітичні методи досліджень безумовно є більш точними, а розрахунковий метод, який запропонований нами може бути використаний при проведенні експрес-аналізів вод, в т.ч. в польових умовах.

## РОЗДІЛ 5

### ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТІВ ОБ'ЄКТАМИ НАФТОГАЗОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

#### 5.1 Теоретичні аспекти впливу об'єктів нафтогазової промисловості на ґрунти

Однією із найважливіших проблем екології нафтогазового комплексу є територіальне розташування нафтогазових покладів. Родовища нафти і газу розташовані в районі природоохоронних територій, цінних сільськогосподарських землях, рекреаційних територіях. При цьому об'єкти інфраструктури нафтогазового комплексу є об'єктами підвищеної екологічної небезпеки і відповідно можуть призвести до забруднення земель [190-201].

Водно-сольовий режим ґрунтів відіграє надзвичайно важливу роль для нормального функціонування пелосфери. Збалансованість вмісту макроелементів у ґрунті є одним із визначальних чинників, що впливає на можливість агротехнічного використання ґрунту. Порушення водно-сольового режиму може відбуватись під впливом різноманітних факторів як техногенного, так і природного походження. Зокрема до природних чинників належать рельєф, клімат, характер підстилаючих порід, склад підземних вод тощо. Техногенні фактори, в свою чергу, поділяються на прямі та опосередковані. Опосередковані техногенні фактори передбачають штучну зміну чинників, що здатні безпосередньо впливати на водно-сольовий режим ґрунту. Прикладом цього може слугувати зміна форм рельєфу в процесі будівництва, структури ґрунту під час оброблення земель тощо. Прямі ж фактори стають причиною безпосереднього внесення водорозчинних солей у ґрунтовий покрив. Одним із таких прямих факторів є розливи пластових вод [202- 207].

## 5.2 Особливості трансформації властивостей ґрунтів під впливом пластових вод

У роботі [208] встановлено, що у засолених ґрунтах в основному містяться солі: хлориди натрію та кальцію, гіпс, сульфат магнію, хлорид калію, сульфат натрію. Солі кальцію та магнію містяться у недостатніх концентраціях, щоб створити противагу негативному впливу солей натрію. Відсоток натрію перевищує 15 % ємності катіонного обміну, яка визначає здатність ґрунту утримувати катіони кальцію, магнію, калію, натрію, водню та алюмінію. Високий вміст натрію в ґрунтах спричиняє до зменшення проникності поверхневого шару ґрунту для води та повітря, на поверхні сухого ґрунту утворюється тверда кірка. Виходячи з цього забруднення ґрунтів одночасно пластовими водами і нафтопродуктами може мати синергічний ефект, який полягає у гідрофобізації ґрунту та, відповідно зменшує його здатність поглинати вологу. Зокрема М.М. Мірошниченком встановлено, що гідрофобізація ґрунту виникає внаслідок забруднення його важкими вуглеводнями. Найбільшу небезпеку для ґрунту при цьому становлять гудрон, мазут, бітум [209].

У роботі [210] встановлено, що при попаданні в ґрунт пластових вод вміст хлоридів збільшувався від 0,01-1,18 до 11,0-23,8 мг-екв/100 г ґрунту, натрію – від 0,17-0,26 мг-екв/100 г ґрунту до 12,2-33,7 мг-екв/100 г ґрунту.

Н.Ю. Борошніною [211] проведено дослідження закономірностей вмісту токсичних іонів в ґрунтах Кулундинського степу. За результати досліджень встановлено, що вміст сульфат іонів є найменшим у супісках, а найбільшим у середньо суглинистих ґрунтах. Аналогічна ситуація спостерігається з катіоном натрію та аніоном хлору, їх вміст збільшується із обваженням гранулометричного складу ґрунтів. Автором побудовано криві профільного розподілу катіонів та аніонів у ґрунтах. Шляхом порівняння кривих автором встановлено взаємозв'язок між натрій іоном і сульфат іоном у супісках та легкосуглинистих ґрунтах, а також між натрій іоном і хлорид іоном в середньо суглинистих чорноземах.



Дослідженнями П.С. Паніна [212] встановлено, що вимивання солей з ґрунту в силу їх різної розчинності у воді відбувається нерівномірно. Так, зокрема, в ході промивання хлоридних солончаків водою склад солей в ґрунті змінюється від хлоридного до хлоридно-сульфатного, а в подальшому до сульфатного. Автор наводить дані залежностей між кількістю промивань ґрунтів та відсотком винесення солей. Зокрема встановлено, що для ґрунтів з хлоридним типом засолення кількість виносу солей від початкового їх вмісту складає при першому промиванні 55 %, а при п'ятому та шостому відповідно – 89% та 90 %. Для ґрунтів із хлоридно-сульфатним типом засолення – перше промивання – 32 %, п'яте та шосте – 82% та 89 % відповідно. Для ґрунтів із сульфатним типом засолення – перше промивання – 31 %, п'яте та шосте – 65% та 69 % відповідно. Отримані дані дають уявлення про можливість вилуговування з ґрунтів значної кількості солей, проте не враховують природних факторів, що можуть впливати на цей процес (особливості рельєфу, тренованості території, глибини залягання ґрунтових вод, тощо).

### 5.3 Ділянки для проведення досліджень

Автором проведено визначено попарні кореляційні зв'язки та проведено багатофакторний кореляційно-регресійний аналіз зв'язків між основними іонами, що визначають засолення ґрунтів, зокрема катіонами  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , аніонами  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ . Також, для повноти та об'єктивності кореляційно-регресійного аналізу визначено вплив на результативну ознаку таких параметрів, як рН, сумарний вміст токсичних солей, величина щільного залишку та вміст нафтопродуктів.

Об'єктом дослідження були чорноземи типові та опідзолені, розташовані в межах нафтових родовищ Сумської та Полтавської областей в горизонті 0-20 см. В природному стані даний тип ґрунту характеризується нейтральними або слабколужними значеннями водневого показника рН, у межах 6,9-7,5. У ґрунтово-поглинальному комплексі чорноземів переважають катіони кальцію та

магнію. Висока міграційна здатність біогенного кальцію обумовлює значну ємність поглинання. Ця властивість ґрунтів є однією із визначальних особливостей їх високої родючості, при цьому ґрунтами можуть поглинатись і токсичні речовини. Кальцій у чорноземному ґрунті сприяє нейтралізації кислотних речовин, що утворюються в результаті розкладу органічної речовини мікро- мезофауною ґрунту. В результаті розкладання решток рослинного покриву у чорноземних ґрунтах відбувається накопичення гумусу. Найбільша кількість цієї речовини в чорноземах зосереджується у верхніх горизонтах і зменшується із глибиною ґрунтового профілю.

З метою визначення особливостей формування вмісту солей у ґрунтах нами проведено дослідження на ділянках, що розташовані в районі нафтових родовищ та об'єктів нафтогазової промисловості Охтирського та Роменського нафтопромислових районів (рисунок 5.1, 5.2):

- ділянка в районі розташування нафтопроводу Анастасівка-Чижівка;
- ділянка в районі розташування ГЗУ-3 – ГЗУ-6
- ділянка в районі розташування БКНС ЦВНГ-1 НГВУ «Охтирканафтогаз»;
- ділянка в районі ГТУ-6 Чижівського родовища;
- ділянка в районі розташування свердловин 61-66 Чижівського родовища;
- ділянка в районі розташування ГТУ-3 УКП;
- ділянка в районі розташування свердловини 203 Глинсько-Розбишівського родовища;
- ділянка в районі розташування трубопроводу Великі Бубни – Талалаївка.
- ділянки в районі розташування трубопроводу Козіївка – Сидоряче (поблизу с. Михалево та с. Пархомівка) ;
- ділянка в районі розташування свердловини 134 Коржівського родовища.

Аналітичні дослідження ґрунтів із вказаних ділянок проводились на протязі 2013-2016 років.



**Рис. 5.1.** Ділянки та місця їх розташування на родовищах Охтирського нафтопромислового регіону

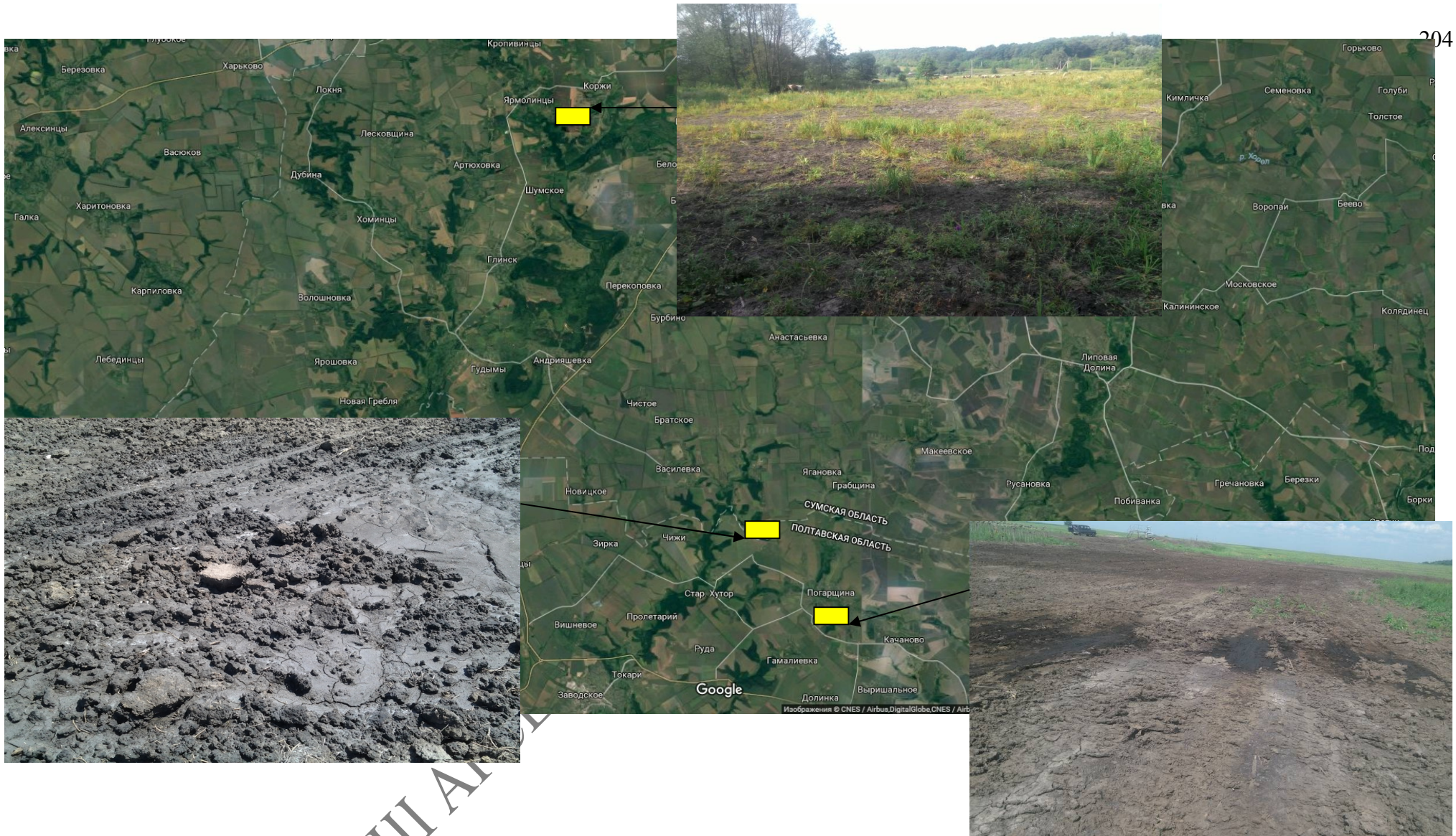


Рис. 5.2. Ділянки та місця їх розташування на родовищах Роменського нафтопромислового регіону

Відбір здійснювали працівники лабораторії згідно загальноприйнятих методик методом «конверта» з горизонту 0 – 20 см. Упаковку, транспортування та зберігання проб проводили згідно вимог методик проведення аналітичних досліджень. Підготовку проб ґрунту до аналітичних досліджень проводили відповідно до вимог методик виконання вимірювань. У відібраних ґрунтах визначали:

- водневий показник рН;
- вміст карбонатів;
- вміст бікарбонатів;
- вміст хлоридів;
- вміст кальцію;
- вміст магнію;
- вміст сульфатів;
- вміст натрію;
- вміст калію;
- вміст нафтопродуктів;
- щільний залишок;
- вміст токсичних солей.

#### **5.4 Кореляційно-регресійний аналіз вмісту макрокомпонентів у ґрунтах**

Для проведення розрахунків результати аналізів були поділені на дві групи – перша група включала результати аналізів проб ґрунту із низьким, наближеним до «фонових» значень загальним вмістом токсичних солей (менше 500 мг/кг), друга відповідно, із підвищеним вмістом токсичних солей, концентрацією понад 500 мг/кг. Обидві групи результатів аналізів включали по 80 результатів досліджень. Результати досліджень наведені у додатку Д.

Розрахунок кореляційних зв'язків проводилось попарно для кожного із показників окремо для двох визначених груп. Оцінку тісноти зв'язків проводили згідно класифікації кореляційних зв'язків, яка наведена у попередньому розділі:

- сильний або тісний при коефіцієнті кореляції  $r > 0,70$ ;
- середній при  $0,50 < r \leq 0,70$ ;
- помірний при  $0,30 < r \leq 0,50$ ;
- слабкий при  $0,20 < r \leq 0,30$ ;
- дуже слабкий при  $r \leq 0,20$ .

Результати розрахунків коефіцієнтів кореляції для першої групи ґрунтів наведені у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1

Розраховані попарні коефіцієнти кореляції між компонентами ґрунтів з вмістом токсичних солей менше 500 мг/кг

	pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Щільн. зал.	Токс. солі	Нафто-прод
pH	1										
HCO <sub>3</sub>	0,819	1									
Cl <sup>-</sup>	0,247	0,303	1								
Ca <sup>2+</sup>	0,457	0,563	0,491	1							
Mg <sup>2+</sup>	0,131	0,166	0,384	0,668	1						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,171	0,170	0,311	0,428	0,664	1					
Na <sup>+</sup>	0,377	0,421	0,319	0,115	0,165	0,265	1				
K <sup>+</sup>	0,132	0,194	0,259	0,162	0,034	-0,154	-0,031	1			
Щільн. зал.	0,390	0,550	0,343	0,313	0,240	0,257	0,568	0,113	1		
Токс. солі	0,594	0,715	0,423	0,170	0,152	0,410	0,702	0,061	0,628	1	
Нафто-прод	0,134	0,069	0,183	0,040	0,252	0,217	0,044	-0,072	0,312	0,217	1

тип кореляційного зв'язку

	Сильний або тісний
	Середній
	Помірний
	Слабкий або дуже слабкий

Як видно з таблиці 5.1 тісні кореляційні зв'язки спостерігаються лише у трьох парах:

- токсичні солі-гідрокарбонати;
- токсичні солі-натрій;
- гідрокарбонати-рН.

Середній кореляційний зв'язок зафіксовано у семи пар компонентів:

- токсичні солі-рН;
- гідрокарбонати-кальцій;
- гідрокарбонати-щільний залишок;
- магній-кальцій;
- магній-сульфати;
- натрій-щільний залишок;
- токсичні солі-щільний залишок.

Таким чином, встановлені зв'язки у перелічених вище парах притаманні для незабруднених солями ґрунтів. Щодо окремих досліджуваних компонентів, то тут слід вказати на відсутність сильних та середньої сили кореляційних зв'язків для нафтопродуктів та катіону калію, а також хлоридів.

Результати розрахунків коефіцієнтів кореляції для другої групи ґрунтів наведені у таблиці 5.2.

За результатами розрахунків кореляційних зв'язків для ґрунтів із підвищеним вмістом токсичних солей встановлено тісні кореляційні зв'язки у восьми парах:

- хлориди-натрій;
- хлориди-щільний залишок;
- хлориди-токсичні солі;
- кальцій-щільний залишок;
- натрій-щільний залишок;
- натрій-токсичні солі.

Таблиця 5.2

Розраховані попарні коефіцієнти кореляції між компонентами ґрунтів із вмістом токсичних солей більше 500 мг/кг

	pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Щільн. зал.	Токс. солі	Нафто-прод
pH	1,000										
HCO <sub>3</sub>	0,491	1,000									
Cl <sup>-</sup>	-0,469	-0,288	1,000								
Ca <sup>2+</sup>	-0,493	-0,171	0,679	1,000							
Mg <sup>2+</sup>	-0,402	-0,083	0,585	0,731	1,000						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,298	-0,203	-0,003	-0,010	-0,017	1,000					
Na <sup>+</sup>	-0,337	-0,176	0,893	0,599	0,591	-0,050	1,000				
K <sup>+</sup>	0,004	0,139	0,499	0,456	0,508	0,073	0,578	1,000			
Щільн. зал.	-0,364	-0,222	0,828	0,747	0,643	0,143	0,816	0,735	1,000		
Токс. солі	-0,409	-0,149	0,969	0,660	0,605	-0,017	0,939	0,567	0,836	1,000	
Нафто-прод	-0,195	-0,066	0,159	0,014	-0,077	0,160	0,173	0,070	0,033	0,174	1,00

тип кореляційного зв'язку

	Сильний або тісний
	Середній
	Помірний
	Слабкий або дуже слабкий

- калій - щільний залишок;
- щільний залишок-токсичні солі.

Середньої сили кореляційні зв'язки спостерігаються у парах:

- хлориди-кальцій;
- хлориди-магній;
- хлориди-калій;
- кальцій-магній;
- кальцій-натрій;
- кальцій-токсичні солі;
- магній-натрій;



- магній-калій;
- магній-щільний залишок;
- магній-токсичні солі;
- натрій-калій;
- калій-токсичні солі.

У ґрунтах з підвищеним вмістом токсичних солей відзначаємо відсутність попарних кореляційних зв'язків для сульфатів і гідрокарбонатів, а також водневого показника рН.

Багатофакторний кореляційно-регресійний аналіз проводиться за методикою наведеною в [176].

Результати кореляційно-регресійного аналізу подаються у вигляді таблиці 5.3.

Таблиця 5.3

Загальний масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції

$b_1$	$b_9$	$b_8$	$b_7$	$b_6$	$b_5$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$SE_{10}$	$SE_9$	$SE_8$	$SE_7$	$SE_6$	$SE_5$	$SE_4$	$SE_3$	$SE_2$	$SE_1$	$SE_0$
$R^2$	$SE_y$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
$f$	$df$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
$SS_{рег}$	$SS_{зал}$	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

де

$b_0 \dots b_{10}$  – параметри регресії;

$SE_0 \dots SE_{10}$  – середньоквадратичні відхилення для параметрів  $b_0 \dots b_4$ ;

$R^2$  – коефіцієнт детермінації;

$SE_y$  – середньоквадратичне відхилення нормальної випадкової величини  $\epsilon$ ;

$f$  – розрахункове значення статистики F

$df$  – кількість ступенів свободи;

$SS_{рег}$  – сума квадратів обумовлена регресією;

$SS_{зал}$  – сума квадратів залишків.

Розрахуємо критичне значення F. Задамо критерій значущості  $F = 0,05$ , при цьому число ступенів свободи становитиме  $11-1=10$  та  $80-11=69$ . Таким чином:

$$F_{\text{критичне}}(0,05;10;69) = 1,971.$$

Обчислимо значення  $t_{\text{критичне}}$ :

$$t_{\text{критичне}}(0,025;69) = 2,291.$$

де

$0,025 = \alpha/2$  ( $\alpha$  – коефіцієнт значущості, у нашому випадку  $0,05$ );

$69 - df$  – кількість ступенів свободи (у нашому випадку  $80-11 = 69$ );

У випадку десяти параметрів регресії число ступенів свободи становитиме  $10-1=9$  та  $80-10=70$ .

$$F_{\text{критичне}}(0,05;9;70) = 2,017.$$

Обчислимо значення  $t_{\text{критичне}}$ :

$$t_{\text{критичне}}(0,025;70) = 2,291.$$

Розрахункові параметри для водневого показника рН ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.4.

Виходячи із результатів таблиці 5.4 рівняння регресії запишеться у вигляді:

$$\begin{aligned} pH = & -0,000033C_{(\text{нафт.})} + 0,0000208C_{(\text{т.с.})} - 0,751C_{(\text{щ.з.})} - 0,00456C_{(K^+)} + \\ & + 0,000347C_{(Na^+)} + 0,001037C_{(SO_4^{2-})} + 0,00151C_{(Mg^{2+})} - 0,00127C_{(Ca^{2+})} \\ & + 0,000696C_{(Cl)} + 0,004849C_{(HCO_3)} + 6,741 \end{aligned} \quad (5.1)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(т.с.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Таблиця 5.4

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції рН для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

-3,3E-05	2,08E-05	-0,751	-0,0046	0,00035	0,00104	0,00152	-0,0013	0,0007	0,00485	6,7412
1,16E-05	0,00178	1,6552	0,00828	0,00227	0,00262	0,00408	0,00496	0,00214	0,00155	0,1146
0,717349	0,396171	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
17,51176	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
27,48491	10,82963	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Порівняно велике значення коефіцієнта детермінації 0,717 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 17,5 і перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_{10}$ . Виходячи із даних таблиці 5.5 значущими є коефіцієнти  $b_{10}$ ,  $b_1$ ,  $b_0$ . При цьому найбільший вплив на значення рН має вміст бікарбонатів, у значно меншій мірі на значення водневого показника впливає концентрація нафтопродуктів.

Таким чином, регресійна залежність запишеться у вигляді:

$$pH = -0,000033C_{(нафт.)} + 0,004849 C_{(HCO_3^-)} + 6,741 \quad (5.2)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонатів, мг/кг.

Таблиця 5.5

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для рН ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

	$b_{10}$	$b_9$	$b_8$	$b_7$	$b_6$	$b_5$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t_i = b_i / SE_i$	-2,83	0,012	-0,454	-0,55	0,153	0,396	0,372	-0,255	0,326	3,137	58,839
Значущість коефіцієнта	так	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	так	так

На рисунку 5.3 приведено графік розрахованих значень рН та графік концентрацій, побудований за значеннями натурних замірів.

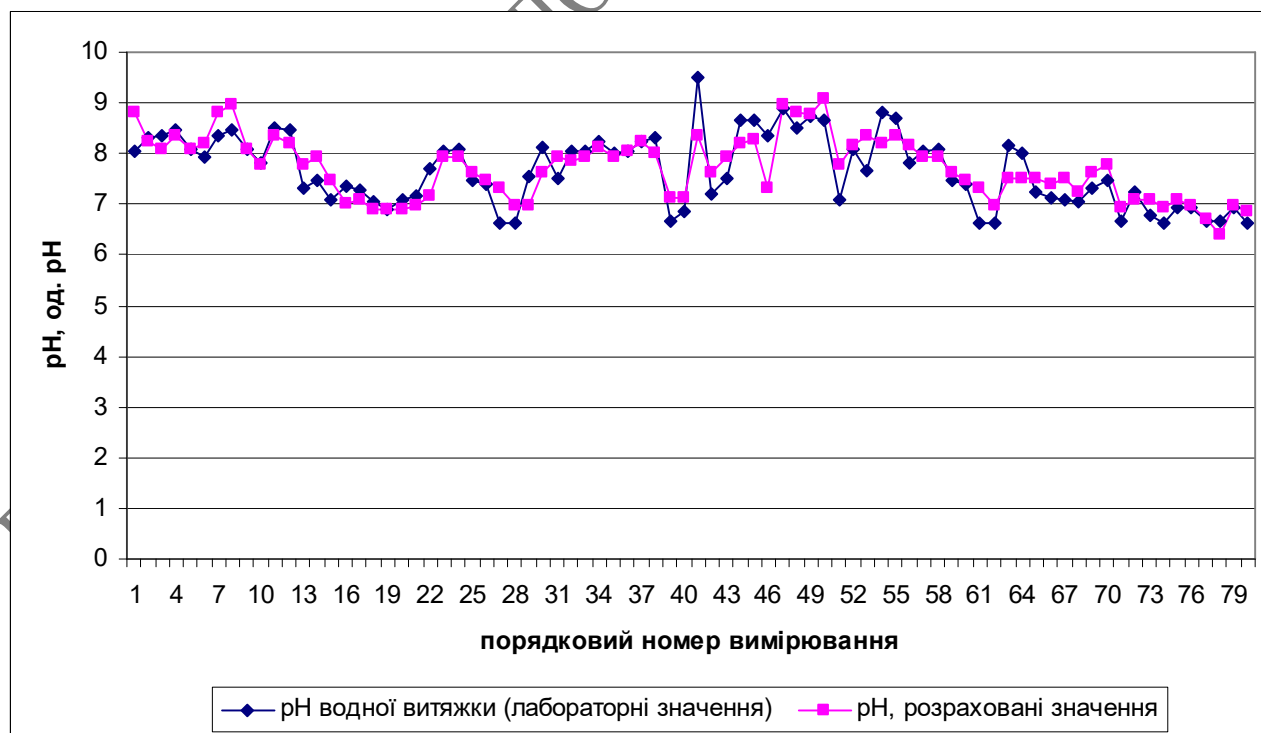


Рис. 5.3. Порівняння модельних (розрахованих) значень рН та значень натурних вимірювань для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів становить 0,841.

Розрахункові параметри для водневого показника рН ґрунтів з високим вмістом токсичних солей, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.6.

Таблиця 5.6

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції рН для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

-1,645E-05	-9,488E-05	0,209	0,007	0,0001	-0,002	-0,0039	-0,001	1,88E-05	0,0004	9,241
1,155E-05	8,145E-05	0,335	0,0036	9,9E-05	0,0006	0,002127	0,00061	9,78E-05	0,0001	0,102
0,58362013	0,3265834	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
9,671406	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
10,31521	7,3593138	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,584 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 9,67 і перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності.

Виходячи із результатів таблиці 5.6 рівняння регресії запишеться у вигляді:

$$\begin{aligned}
 pH = & -0,00001645C_{(нафт.)} - 0,0000949C_{(т.с.)} + 0,209C_{(щ.з.)} + 0,00737C_{(K^+)} + \\
 & + 0,000106C_{(Na^+)} - 0,0017C_{(SO_4^{2-})} - 0,00394C_{(Mg^{2+})} - 0,00135C_{(Ca^{2+})} + \\
 & + 0,00001877C_{(Cl)} + 0,000401C_{(HCO_3)} + 9,241
 \end{aligned} \quad (5.3)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(т.с.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_{0...} b_{10}$ . Виходячи із даних таблиці 5.7 значущими є коефіцієнти  $b_5, b_1, b_0$ . При цьому найбільший вплив на значення рН має вміст бікарбонатів та сульфатів.

Таблиця 5.7

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для рН ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

	$b_{10}$	$b_9$	$b_8$	$b_7$	$b_6$	$b_5$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t_i = b_i / SE_i$	-1,424	-1,165	0,624	2,048	1,070	-2,890	-1,853	-2,206	0,192	2,946	90,388
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	ні	так	ні	ні	ні	так	так

Таким чином, регресійна залежність запишеться у вигляді:

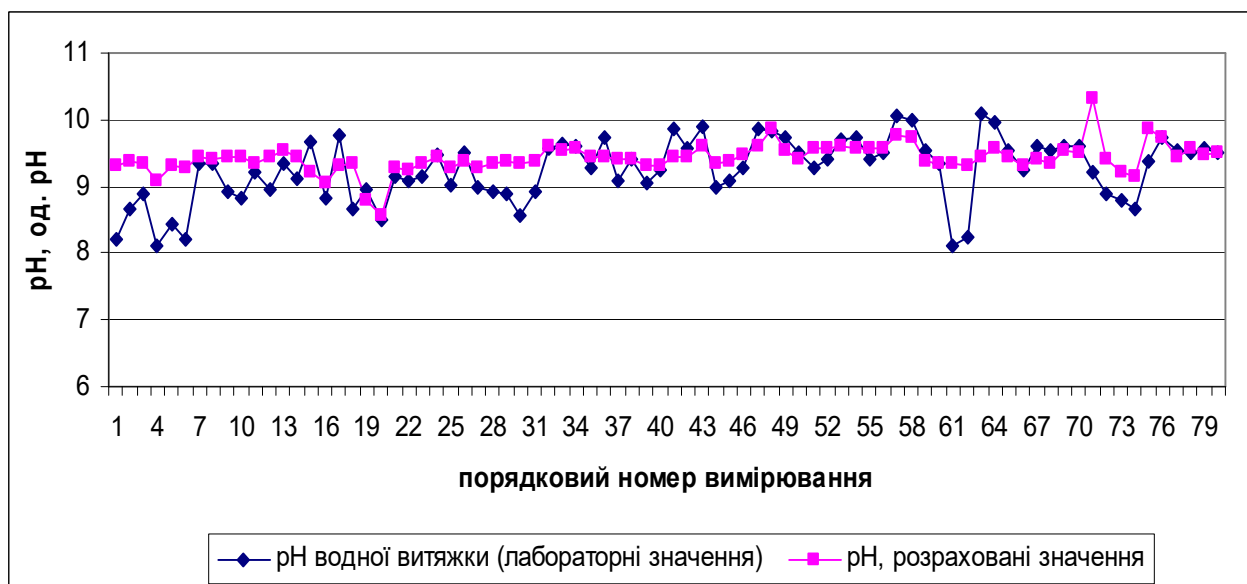
$$pH = -0,0017C(SO_4^{2-}) + 0,000401C(HCO_3^-) + 9,241 \quad (5.4)$$

де

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

На рисунку 5.4 приведено залежність зміни розрахованих значень рН та значень визначених інструментально.



**Рис. 5.4.** Порівняння модельних (розрахованих) значень рН та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахованими значеннями і значеннями натурних замірів не є високим і становить 0,52. Суттєву різницю між значеннями рН розрахованими за емпіричною залежністю (5.4) відображено на рисунку 5.4.

Таким чином, вплив факторних ознак на значення рН є більш суттєвим для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей, ніж для ґрунтів з високим вмістом цього компоненту. При цьому факторними ознаками, які впливають на водневий показник у випадку ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей є концентрація гідрокарбонатів та нафтопродуктів, а для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей гідрокарбонати і сульфати.

Розраховані параметри для концентрацій бікарбонатів в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.8.

Значення коефіцієнта детермінації 0,806 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 32,4 і багатократно перевищує розраховане значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Таблиця 5.8

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту бікарбонатів для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

105,596	0,0046	443,989	1,660	0,470	-0,062	-1,475	1,426	-0,273	-694,766
12,278	0,0017	229,106	1,194	0,262	0,243	0,557	0,313	0,208	86,296
0,806	57,945	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
32,406	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
979266,5	235030,6	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Виходячи із результатів таблиці 5.8 рівняння регресії запишеться у вигляді:

$$C(\text{HCO}_3^-) = 105,60pH + 0,0046C_{(\text{нафт.})} + 443,99C_{(\text{щ.з.})} + 1,66C_{(\text{K}^+)} + 0,47C_{(\text{Na}^+)} - 0,062C_{(\text{SO}_4^{2-})} - 1,48C_{(\text{Mg}^{2+})} + 1,43C_{(\text{Ca}^{2+})} - 0,27C_{(\text{Cl}^-)} - 694,77 \quad (5.5)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C_{(\text{K}^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C_{(\text{Na}^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(\text{SO}_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(\text{Mg}^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C_{(\text{Ca}^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C_{(\text{Cl}^-)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C_{(\text{HCO}_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.9 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_8, b_3, b_2, b_0$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію бікарбонатів має  $pH$  та вміст кальцію, дещо в меншій мірі відзначаємо вплив нафтопродуктів і магнію. Не впливають на вміст бікарбонатів у першій групі ґрунтів вміст калію, натрію, сульфатів, хлоридів, щільний залишок.



Таким чином, регресійна залежність запишеться у вигляді:

$$C(\text{HCO}_3^-) = 105,60pH + 0,0046C_{(\text{нафт.})} - 1,48C(\text{Mg}^{2+}) + 1,43C(\text{Ca}^{2+}) - 694,77 \quad (5.6)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(\text{Mg}^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Значення коефіцієнта детермінації 0,806 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 32,4 і багатократно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

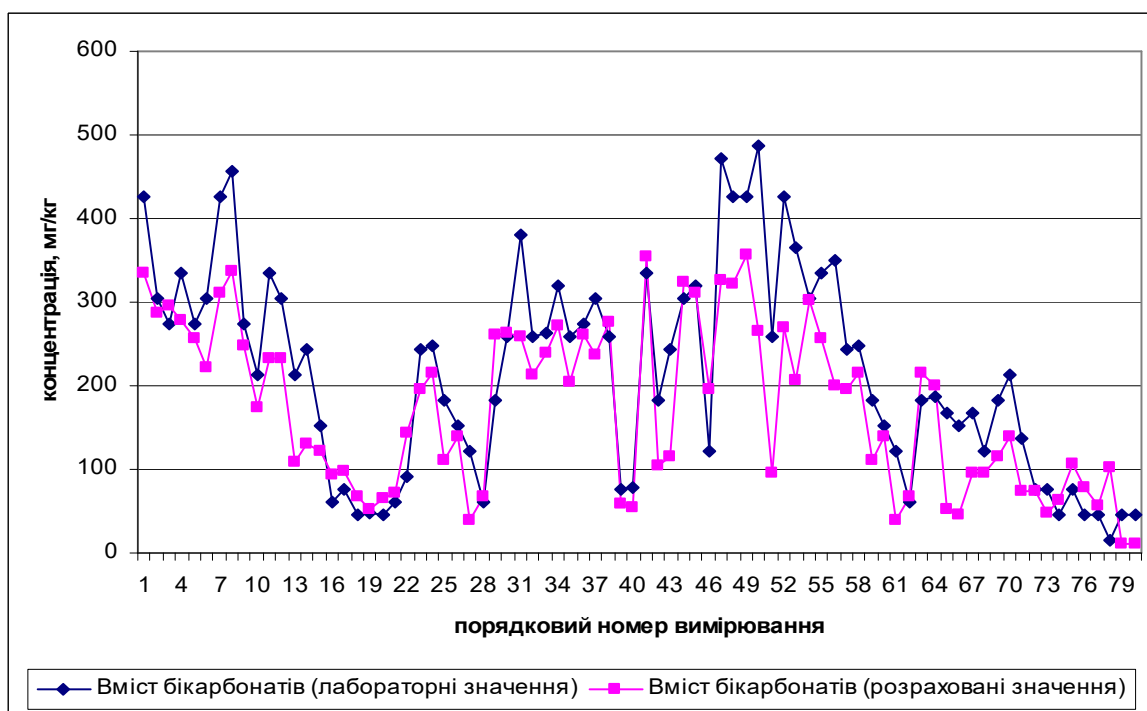
Таблиця 5.9

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту бікарбонатів в грунтах з низьким вмістом токсичних солей

	$b_9$	$b_8$	$b_7$	$b_6$	$b_5$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t_i = b_i / SE_i$	8,600	2,729	1,938	1,390	1,790	-0,257	-2,650	4,552	-1,314	-8,051
Значущість коефіцієнта	так	так	ні	ні	ні	ні	так	так	ні	так

На рисунку 5.5 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій бікарбонатів та значень визначених інструментально.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів є достатньо високим і становить 0,871.



**Рис. 5.5.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій бікарбонатів та значень натурних вимірювань для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

Розрахункові параметри для концентрацій бікарбонатів в ґрунтах другої групи (з високим вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.10.

*Таблиця 5.10*

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту бікарбонатів для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

315,0485	-0,00062	-751,569	9,446	0,060	-0,067	0,830	0,899	-0,031	-2348,4
114,061	0,012	325,544	3,561	0,078	0,628	2,192	0,628	0,048	1080,921
0,365	329,0395	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
4,4796	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
4364899	7578688	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,365 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 4,48 і

перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Виходячи із результатів таблиці 5.10 рівняння регресії запишеться у вигляді:

$$C(\text{HCO}_3^-) = 315,05pH - 0,00062C_{(\text{нафт.})} - 751,57C_{(\text{щ.з.})} + 9,45C(\text{K}^+) + 0,006C(\text{Na}^+) - 0,067C(\text{SO}_4^{2-}) + 0,83C(\text{Mg}^{2+}) + 0,899C(\text{Ca}^{2+}) - 0,031C(\text{Cl}^-) - 2348,4 \quad (5.7)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C(\text{K}^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(\text{Mg}^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(\text{Cl}^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.11 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_7, b_6$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію бікарбонатів має  $pH$ , вміст калію, щільний залишок. Інші складові на вміст бікарбонатів у другій групі ґрунтів практично не впливають.

Таблиця 5.11

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту бікарбонатів в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

	$b_9$	$b_8$	$b_7$	$b_6$	$b_5$	$b_4$	$b_3$	$b_2$	$b_1$	$b_0$
$t_i = b_i / SE_i$	2,762	-0,053	-2,309	2,652	0,774	-0,107	0,379	1,432	-0,631	-2,173
Значущість коефіцієнта	так	ні	так	так	ні	ні	ні	ні	ні	ні

Таким чином, регресійна залежність запишеться у вигляді:

$$C(\text{HCO}_3^-) = 315,05pH - 751,57C_{(\text{щ.з.})} + 9,45C(\text{K}^+) \quad (5.8)$$

де

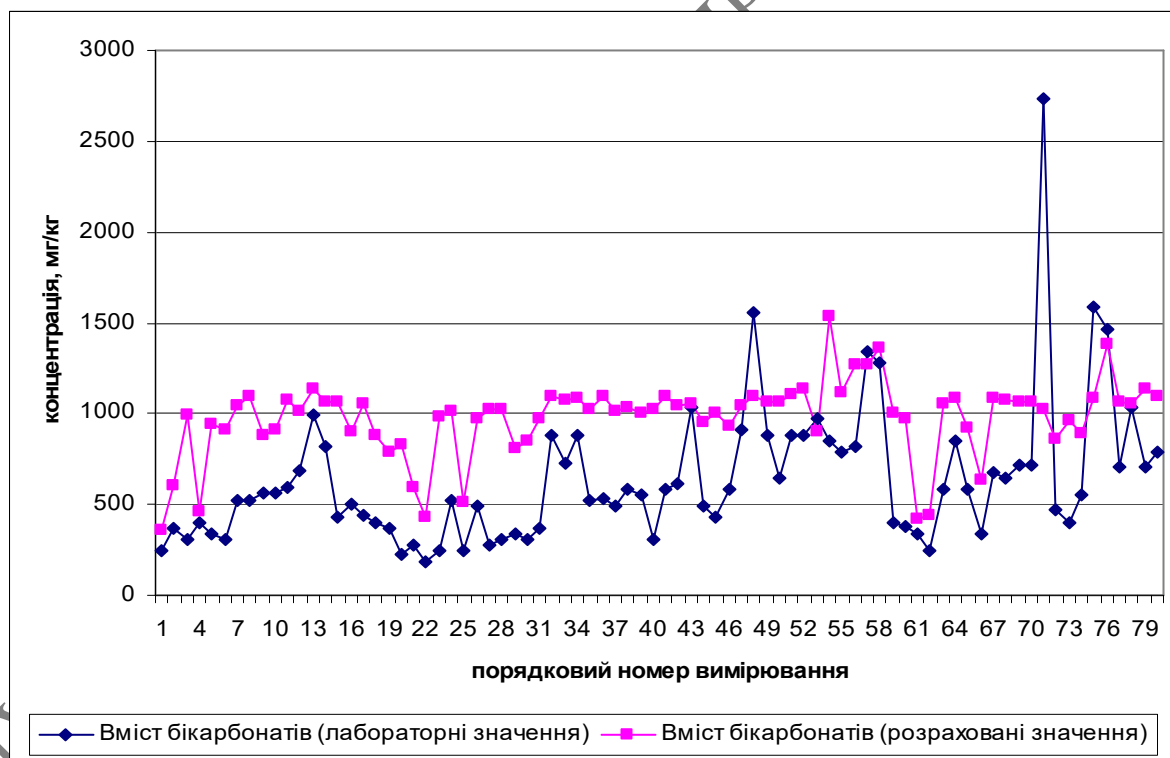
$pH$  – водневий показник;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C(\text{K}^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

На рисунку 5.6 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій бікарбонатів та значень визначених інструментально.



**Рис. 5.6.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій бікарбонатів та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів є невисоким і становить лише 0,51.

Таким чином, вплив факторних ознак на значення концентрацій бікарбонатів є більш суттєвим для ґрунтів з низьким вмістом ТС, ніж для ґрунтів з високим вмістом цього компоненту. При цьому факторними ознаками, які впливають на вміст бікарбонатів у випадку ґрунтів з низьким вмістом ТС є рН, вміст кальцію, магнію, нафтопродуктів а для ґрунтів з високим вмістом ТС водневий показник рН, вміст калію, щільний залишок.

Розрахункові параметри для концентрацій хлоридів в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.12.

Таблиця 5.12

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту хлоридів для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

-0,088	4,994	0,0018	22,343	1,701	0,361	0,097	-0,220	0,606	-28,829
0,067	9,972	0,001	133,404	0,656	0,146	0,137	0,330	0,189	67,862
0,398	32,876	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
5,134	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
49940,22	75659,38	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,398 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 5,13 і перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Враховавши результати таблиці 5.12 запишемо рівняння регресії:

$$C_{(Cl)} = -0,088C_{(HCO_3^-)} + 4,99pH + 0,001759C_{(нафт.)} + 22,343C_{(щ.з.)} + 1,7C_{(K^+)} + 0,36C_{(Na^+)} + 0,097C_{(SO_4^{2-})} - 0,22C_{(Mg^{2+})} + 0,606C_{(Ca^{2+})} - 28,83 \quad (5.9)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(ц.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.13 значущими є коефіцієнти  $b_5, b_4, b_1$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію хлоридів має рН, вміст калію, натрію, кальцію. Інші складові на вміст хлоридів у першій групі ґрунтів практично не впливають.

Таблиця 5.13

Значення  $t_{статистики}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту хлоридів в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-1,314	0,500	1,775	0,167	2,592	2,470	0,705	-0,665	3,210	-0,425
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	так	так	ні	ні	так	ні

Таким чином, регресійна залежність запишеться у вигляді:

$$C(Cl^-) = 1,7C(K^+) + 0,36C(Na^+) + 0,606C(Ca^{2+}) \quad (5.10)$$

де

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг.



Значення коефіцієнта детермінації 0,967 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 203,49 і багатократно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Рівняння регресії набуде вигляду:

$$C(Cl) = -0,186C(HCO_3^-) - 498,107pH + 0,019C_{(нафт.)} + 2067,24C_{(щ.з.)} - 12,04C_{(K^+)} + 1,014C_{(Na^+)} - 1,75C_{(SO_4^{2-})} - 2,94C_{(Mg^{2+})} + 1,41C_{(Ca^{2+})} + 4391 \quad (5.11)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C_{(Cl)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.15 значущими є коефіцієнти  $b_6, b_4$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію хлоридів має щільний залишок, рН. Інші складові на вміст хлоридів у другій групі ґрунтів практично не впливають.

$$C(Cl) = 2067,24C_{(щ.з.)} + 1,014C_{(Na^+)} \quad (5.12)$$

де

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;



$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(\text{Cl}^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг.

Таблиця 5.15

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту хлоридів в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-0,631	-1,716	0,654	2,598	-1,323	6,730	-1,140	-0,544	0,899	1,623
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	так	ні	так	ні	ні	ні	ні

На рисунку 5.8 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій хлоридів та значень визначених інструментально.



Рис. 5.8. Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій хлоридів та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для хлоридів у ґрунтах другої групи є високим і становить 0,91.

Таким чином, вплив факторних ознак на результативну (вміст хлоридів) є більш сильним для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей. При цьому у ґрунтах першої групи найбільш суттєвий вплив на вміст хлоридів має вміст калію, натрію, кальцію, відповідно другої – щільний залишок та вміст натрію.

Розрахункові параметри для концентрацій кальцію в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.16.

Таблиця 5.16

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту кальцію для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

0,212	0,160	-3,210	-0,0016	35,257	-0,324	-0,272	-0,012	1,024	25,652
0,066	0,035	5,890	0,00057	78,723	0,404	0,084	0,081	0,153	40,030
0,734	19,425	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
21,492	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
72983,023	26411,98	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,734 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 21,49 і багатократно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Запишемо рівняння регресії:

$$C(Ca^{2+}) = 0,212 C(Cl) + 0,16C(HCO_3^-) - 3,21 pH + 0,00159C_{(нафт.)} + 35,26C_{(щ.з.)} - 0,324C(K^+) - 0,272C(Na^+) - 0,012C(SO_4^{2-}) + 1,024C(Mg^{2+}) + 25,65 \quad (5.13)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.17 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_8, b_6, b_3, b_1$ .

Таблиця 5.17

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту кальцію в грунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	3,210	4,552	-0,545	-2,801	0,448	-0,803	-3,242	-0,143	6,702	0,641
Значущість коефіцієнта	так	так	ні	так	ні	ні	так	ні	так	ні

При цьому найбільший вплив на концентрацію кальцію має вміст хлоридів, бікарбонатів, нафтопродуктів, натрію, магнію. Інші складові на вміст кальцію у першій групі ґрунтів практично не впливають.

$$C(Ca^{2+}) = 0,212C(Cl) + 0,16C(HCO_3) + 0,00159C(\text{нафт.}) - 0,272C(Na^+) + 1,024C(Mg^{2+}) \quad (5.14)$$

де

$C(\text{нафт.})$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(Na)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(Mg)$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.



Значення коефіцієнта детермінації 0,746 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 22,8 і багатократно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності. Запишемо рівняння регресії:

$$C(Ca^{2+}) = 0,0081C(Cl) + 0,032C(HCO_3^-) - 46,99pH + 0,0021C(нафт.) + 260,54C(щ.з.) - 1,18C(K^+) - 0,033C(Na^+) - 0,27C(SO_4^{2-}) + 1,57C(Mg^{2+}) + 432,27 \quad (5.15)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C(нафт.)$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(щ.з.)$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.19 значущими є коефіцієнти  $b_5 \dots b_1$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію кальцію має вміст натрію, сульфатів, магнію та щільний залишок. Інші складові на вміст кальцію у другій групі ґрунтів практично не впливають.

$$C(Ca^{2+}) = 260,54C(щ.з.) - 0,033C(Na^+) - 0,27C(SO_4^{2-}) + 1,57C(Mg^{2+}) \quad (5.16)$$

де

$C(щ.з.)$  – щільний залишок, %;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг.

Таблиця 5.19

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту кальцію в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	0,899	1,432	-2,153	0,951	4,723	-1,725	-2,345	-2,352	4,291	2,129
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	так	ні	так	так	так	ні

На рисунку 5.10 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій кальцію та значень визначених інструментально.

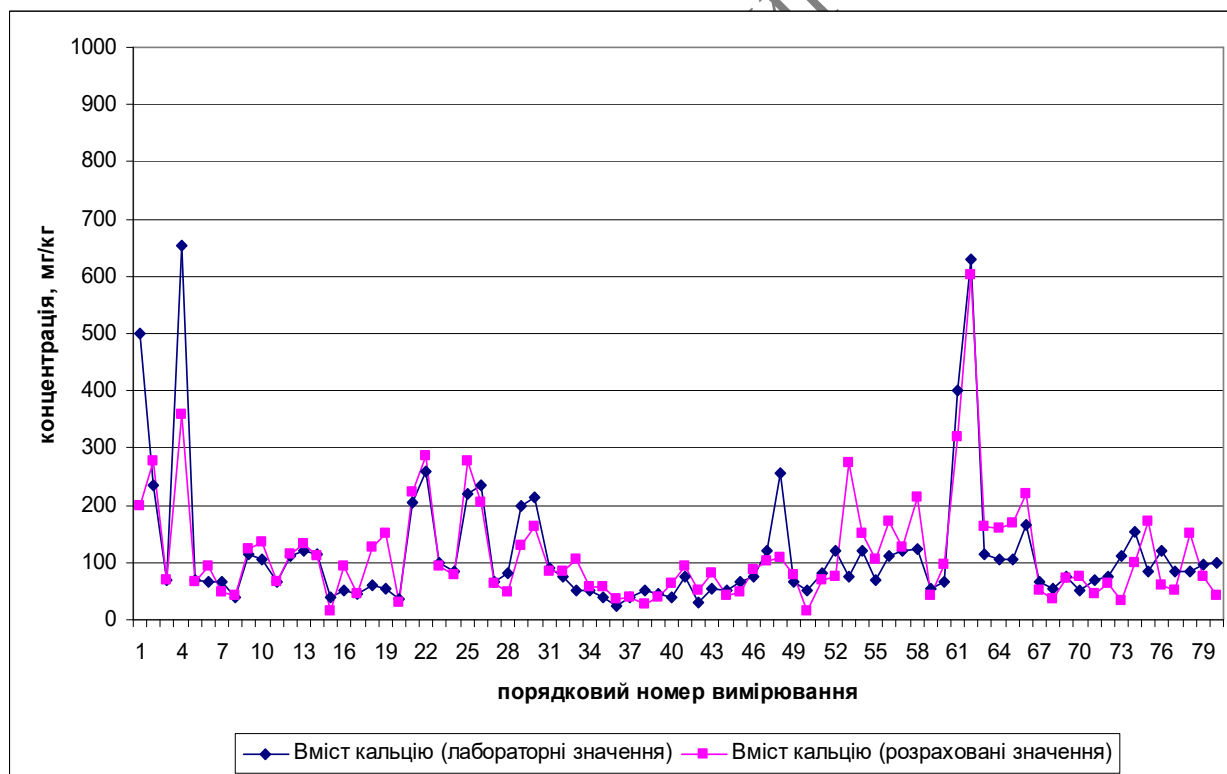


Рис. 5.10. Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій кальцію та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту кальцію у другій групі ґрунтів є високим і становить 0,83.

Таким чином вплив факторних ознак на результативну (вміст кальцію) є приблизно однаковим для обох груп ґрунтів. При цьому у ґрунтах першої групи найбільш суттєвий вплив на вміст кальцію має вміст хлоридів, бікарбонатів, нафтопродуктів, натрію, магнію, відповідно другої – щільний залишок та вміст калію, сульфатів, натрію, магнію.

Розрахункові параметри для концентрацій магнію в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.20.

Таблиця 5.20

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту магнію для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

0,382	-0,029	-0,062	1,390	0,0009	-7,938	0,286	0,085	0,199	-7,280
0,057	0,043	0,023	3,601	0,00035	48,139	0,245	0,054	0,044	24,504
0,687	11,863	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
17,076	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
21629,47	9851,936	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,687 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 17,08 і багатократно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Запишемо рівняння регресії:

$$C(Mg^{2+}) = 0,382C(Ca^{2+}) - 0,029C(Cl) - 0,062C(HCO_3) - 1,39pH + 0,000871C(нафт.) - 7,94C(щ.з.) + 0,29C(K^+) + 0,085C(Na^+) + 0,199C(SO_4^{2-}) - 7,28 \quad (5.17)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.21 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_7, b_5, b_1$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію магнію має вміст кальцію, бікарбонатів, нафтопродуктів, сульфатів. Інші складові на вміст магнію у першій групі ґрунтів практично не впливають.

$$C(Mg^{2+}) = 0,382 C(Ca^{2+}) - 0,062 C(HCO_3^-) + 0,000871 C_{(нафт.)} + 0,199 C(SO_4^{2-}) \quad (5.18)$$

де

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

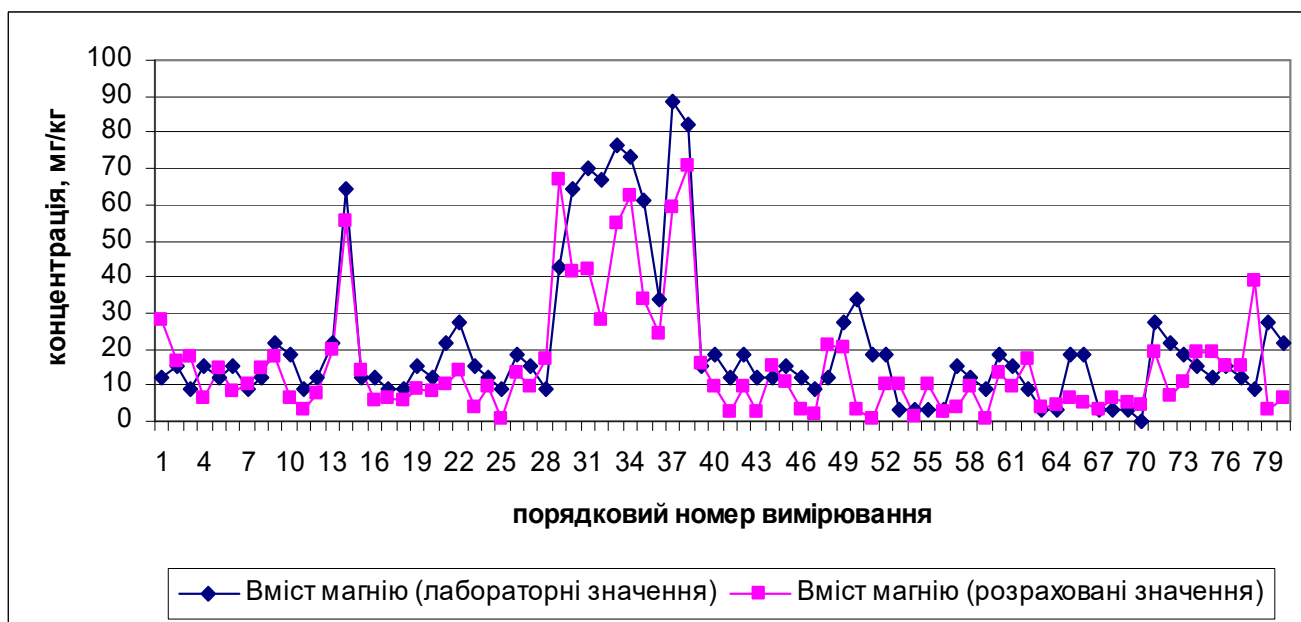
Таблиця 5.21

Значення  $t_{статистики}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту магнію в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	6,702	-0,665	-2,651	0,386	2,484	-0,165	1,165	1,566	4,563	-0,297
Значущість коефіцієнта	так	ні	так	ні	так	ні	ні	ні	так	ні



На рисунку 5.11 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій магнію та значень визначених інструментально.



**Рис. 5.11.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій магнію та значень натурних вимірювань для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту магнію у першій групі ґрунтів є високим і становить 0,83.

Розрахункові параметри для концентрацій магнію в ґрунтах другої групи (з високим вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.22.

Значення коефіцієнта детермінації 0,635 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 13,52 і перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту магнію для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

0,133	-0,0014	0,0025	-12,308	-0,0014	-20,377	0,452	0,0082	-0,0021	123,905
0,0309	0,0026	0,0065	6,375	0,0006	18,233	0,196	0,0042	0,034	59,001
0,635	17,923	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
13,518	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
39081,28	22486,27	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Запишемо рівняння регресії:

$$C(Mg^{2+}) = 0,133 C(Ca^{2+}) - 0,00143C(Cl) + 0,0025C(HCO_3) - 12,31 pH - 0,00141C(нафт.) - 20,38C(щ.з.) + 0,45C(K^+) + 0,0082C(Na^+) - 0,0021C(SO_4^{2-}) + 123,90 \quad (5.19)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C(нафт.)$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(щ.з.)$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Щляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0... b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.23 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_3$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію магнію має вміст кальцію та дещо в меншій мірі калію. Інші складові на вміст магнію у другій групі ґрунтів суттєво не впливають.

$$C(Mg^{2+}) = 0,133 C(Ca^{2+}) + 0,45C(K^+) \quad (5.20)$$

де  $C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг.

Таблиця 5.23

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту магнію в грунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	4,291	-0,544	0,379	-1,931	-2,274	-1,118	2,303	1,969	-0,061	2,100
Значущість коефіцієнта	так	ні	ні	ні	ні	ні	так	ні	ні	ні

На рисунку 5.12 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій магнію та значень визначених інструментально.

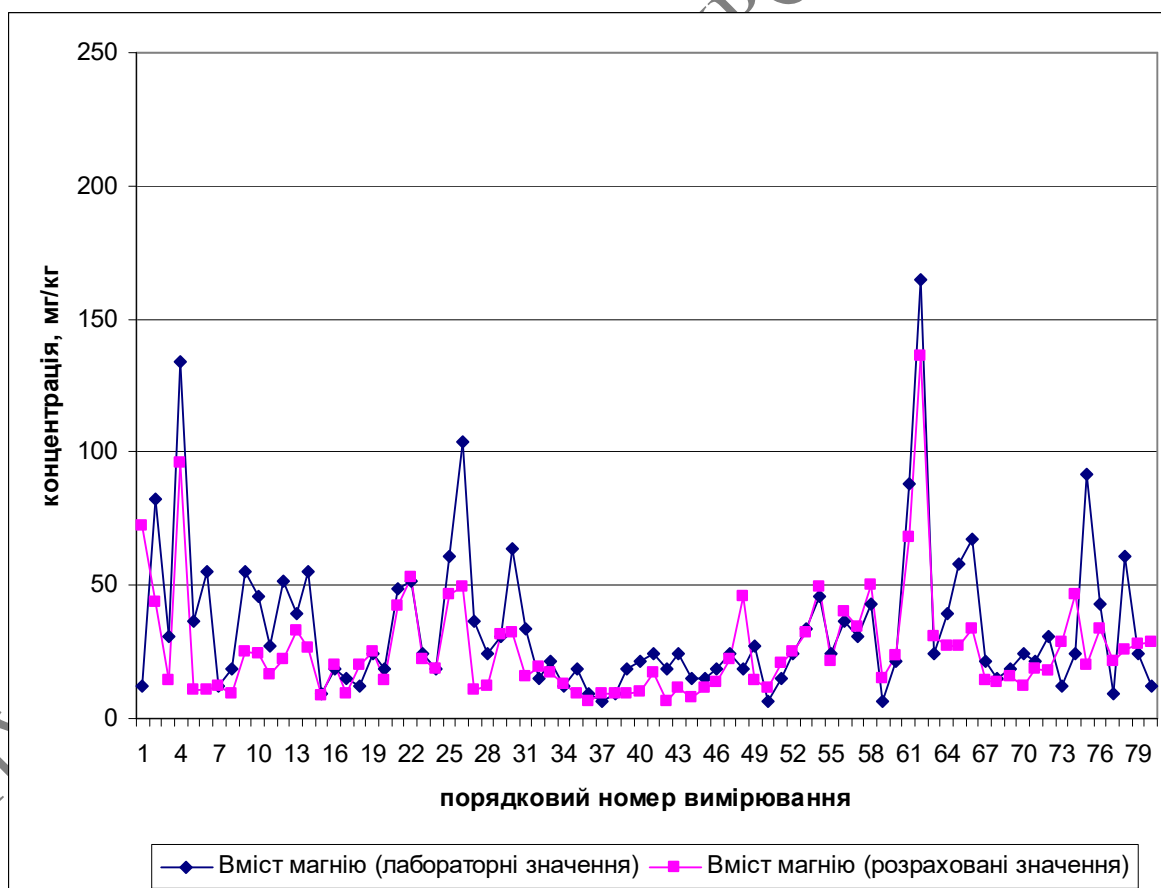


Рис. 5.12. Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій магнію та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту магнію у другій групі ґрунтів є високим і становить 0,75.

Таким чином вплив факторних ознак на результативну (вміст магнію) є більш сильним для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей. При цьому у ґрунтах першої групи найбільш суттєвий вплив на вміст магнію має вміст кальцію, бікарбонатів, нафтопродуктів, сульфатів відповідно другої – вміст кальцію та калію.

Розрахункові параметри для концентрацій сульфатів в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.24.

Таблиця 5.24

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту сульфатів для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

1,150	-0,025	0,073	-0,015	5,563	0,00029	34,432	-1,191	0,102	-38,812
0,252	0,175	0,103	0,059	8,631	0,0009	115,538	0,578	0,131	58,692
0,494	28,486	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
7,595	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
55468,5	56801,11	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,494 свідчить про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 7,60 і перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності. Рівняння регресії запишеться:

$$C_{(SO_4^{2-})} = 1,15C_{(Mg^{2+})} - 0,025C_{(Ca^{2+})} + 0,073C_{(Cl)} - 0,015C_{(HCO_3^-)} + 5,56 pH + \\ + 0,0003C_{(нафт.)} + 34,43C_{(щ.з.)} - 1,19C_{(K^+)} + 0,1024C_{(Na^+)} - 38,81 \quad (5.21)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.25 значущим є тільки  $b_9$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію сульфатів має вміст магнію. Інші складові на вміст сульфатів у першій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Таблиця 5.25

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту сульфатів в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	4,563	-0,143	0,705	-0,257	0,645	0,339	0,298	-2,060	0,780	-0,661
Значущість коефіцієнта	так	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні

Таким чином рівняння регресії спроститься до вигляду:

$$C(SO_4^{2-}) = 1,15C(Mg^{2+}) \quad (5.22)$$

де  $C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг.

На рисунку 5.13 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій сульфатів та значень визначених інструментально.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту сульфатів у першій групі ґрунтів становить 0,66.



Значення коефіцієнта детермінації 0,319 не є високим, проте вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 3,65 і перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності. Рівняння регресії запишеться:

$$C(SO_4^{2-}) = -0,026C(Mg^{2+}) - 0,275C(Ca^{2+}) - 0,010C(Cl) - 0,0024C(HCO_3^-) - 65,31pH + 0,0035C_{(нафт.)} + 191,71C_{(щ.з.)} - 0,025C(K^+) - 0,026C(Na^+) + 638,77 \quad (5.23)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.27 значущим є коефіцієнти  $b_8, b_5, b_3, b_0$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію сульфатів в ґрунтах другої групи має вміст кальцію, рН, щільний залишок. Інші складові на вміст сульфатів у другій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Таблиця 5.27

Значення  $t_{статистики}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту сульфатів в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-0,061	-2,352	-1,140	-0,107	-3,039	1,584	3,192	-0,035	-1,775	3,220
Значущість коефіцієнта	ні	так	ні	ні	так	ні	так	ні	ні	так

Рівняння регресії можна спростити до виразу:

$$C(\text{SO}_4^{2-}) = -0,275 C(\text{Ca}^{2+}) - 65,31pH + 191,71C_{(\text{щ.з.})} + 638,77 \quad (5.24)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C(\text{SO}_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг.

На рисунку 5.14 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій сульфатів та значень визначених інструментально.



**Рис. 5.14.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій сульфатів та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту сульфатів у другій групі ґрунтів становить 0,52.

Таким чином вплив факторних ознак на результативну (вміст сульфатів) є більш сильним для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей. При цьому для



обох груп ґрунтів вплив факторних ознак на вміст сульфатів є порівняно не високим. У ґрунтах першої групи найбільш суттєвий вплив на вміст сульфатів має лише вміст магнію, другої групи – вміст кальцію, рН, щільний залишок.

Розрахункові параметри для концентрацій натрію в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.28.

Таблиця 5.28

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту натрію для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

0,084	0,400	-0,480	0,222	0,093	1,561	-0,0018	379,919	-0,858	-10,738
0,108	0,256	0,148	0,090	0,052	7,843	0,0008	94,430	0,530	53,344
0,485	25,817	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
7,319	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
43902,74	46657,08	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,319 не є високим, проте вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 7,31 і перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності. Рівняння регресії запишеться:

$$C(Na^+) = 0,084C(SO_4^{2-}) + 0,4 C(Mg^{2+}) - 0,48C(Ca^{2+}) + 0,222C(Cl) + 0,093C(HCO_3^-) + 1,56pH - 0,0018C(нафт.) + 379,92C(щ.з.) - 0,86C(K^+) - 10,74 \quad (5.25)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C(нафт.)$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(щ.з.)$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.29 значущим є коефіцієнти  $b_7, b_6, b_3, b_2$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію натрію в ґрунтах першої групи має вміст кальцію, хлоридів, нафтопродуктів, щільний залишок. Інші складові на вміст натрію у першій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Рівняння регресії можна спростити до виразу:

$$C(\text{Na}^+) = -0,48C(\text{Ca}^{2+}) + 0,222C(\text{Cl}) - 0,0018C(\text{нафт.}) + 379,92C(\text{щ.з.}) \quad (5.26)$$

де  $C(\text{нафт.})$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(\text{щ.з.})$  – щільний залишок, %;

$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг.

Таблиця 5.29

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту натрію в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	0,780	1,566	-3,242	2,470	1,790	0,199	-2,314	4,023	-1,621	-0,201
Значущість коефіцієнта	ні	ні	так	так	ні	ні	так	так	ні	ні

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту натрію у першій групі ґрунтів є низьким і становить лише 0,38. Виходячи з цього порівняння модельних (розрахованих) значень із натурними замірами концентрації іону натрію в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей не проводилось.

Розрахункові параметри для концентрацій натрію в ґрунтах другої групи (з високим вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.30.

Таблиця 5.30

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту натрію для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

-1,662	6,412	-2,194	0,387287	0,140507	80,83368	0,032818	1307,822	-0,651642	-778,6371
0,9364	3,256	0,935425	0,057547	0,181452	182,8769	0,017541	490,5804	5,694335	1700,114
0,851	501,663	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
44,284	70	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
100301886	17616588	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,85 є високим і вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 44,28 і значно перевищує розрахункове значення 2,017, що вказує про існування регресійної залежності.

Запишемо рівняння регресії:

$$C(Na^+) = -1,66C(SO_4^{2-}) + 6,41C(Mg^{2+}) - 2,19C(Ca^{2+}) + 0,39C(Cl) + 0,14C(HCO_3) + 80,83pH + 0,033C(нафт.) + 1307,82C(щ.з.) - 0,65C(K^+) - 778,64 \quad (5.27)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C(нафт.)$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(щ.з.)$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.31 значущим є коефіцієнти  $b_7, b_6, b_2$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію натрію в ґрунтах другої групи має вміст кальцію, хлоридів, щільний залишок. Інші складові на вміст натрію у другій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Таблиця 5.31

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту натрію в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-1,775	1,969	-2,345	6,730	0,774	0,442	1,871	2,665	-0,114	-0,458
Значущість коефіцієнта	ні	ні	так	так	ні	ні	ні	так	ні	ні

Рівняння регресії можна спростити до виразу:

$$C(\text{Na}^+) = -2,19C(\text{Ca}^{2+}) + 0,39C(\text{Cl}) + 1307,82C(\text{щ.з.}) \quad (5.28)$$

де

$C(\text{Na}^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(\text{Cl})$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(\text{щ.з.})$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

На рисунку 5.15 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій натрію та значень визначених інструментально.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту натрію у другій групі ґрунтів становить 0,904.

Таким чином вплив факторних ознак на результативну (вміст натрію) є більш сильним для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей. При цьому для ґрунтів першої групи, на відміну від другої вплив факторних ознак на вміст натрію є не значним. У ґрунтах першої групи найбільш суттєвий вплив на вміст



Значення коефіцієнта детермінації 0,20 є низьким і вказує про відсутність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 1,77 і не перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про відсутність регресійної залежності. З таблиці 5.33 також видно, що значущі коефіцієнти для вмісту калію у ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей відсутні.

Таблиця 5.33

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту калію в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-0,936	-0,808	1,253	-0,902	2,151	1,190	-0,550	-1,407	-0,584	0,933	0,836
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні

Розрахункові параметри для концентрацій калію в ґрунтах другої групи (з високим вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.34.

Таблиця 5.34

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту калію для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

-0,0008	-0,001	0,155	-0,034	-0,0027	0,009	7,769	0,0008	0,00064	56,540	-76,648
0,003	0,020	0,068	0,020	0,0032	0,0046	3,794	0,0004	0,0027	8,509	35,069
0,716	10,600	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
17,379	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
19528,85	7753,399	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,716 є високим і вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 17,38 і значно перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності. Виходячи із результатів розрахунку рівняння регресії набуде вигляду:

$$\begin{aligned}
 C(K^+) = & -0,00077C(Na^+) - 0,001C(SO_4^{2-}) + 0,155 C(Mg^{2+}) - 0,034C(Ca^{2+}) - \\
 & - 0,0027C(Cl) + 0,009C(HCO_3^-) + 7,77pH + 0,00076C(\text{нафт.}) + \\
 & + 0,000642C(\text{т.с.}) + 56,54C(\text{щ.з.}) - 76,65
 \end{aligned}
 \tag{5.29}$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C(\text{нафт.})$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C(\text{т.с.})$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C(\text{щ.з.})$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C(Na^+)$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C(SO_4^{2-})$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C(Mg^{2+})$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(Ca^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(Cl)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(HCO_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_{10}$ . Виходячи із даних таблиці 5.35 значущим є тільки коефіцієнт  $b_1$ . При цьому найбільший вплив на концентрацію калію в ґрунтах другої групи має щільний залишок. Інші складові на вміст калію у другій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Таблиця 5.35

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту калію в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	-0,239	-0,050	2,274	-1,688	-0,851	1,980	2,048	2,060	0,241	6,644	-2,186
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	так	ні

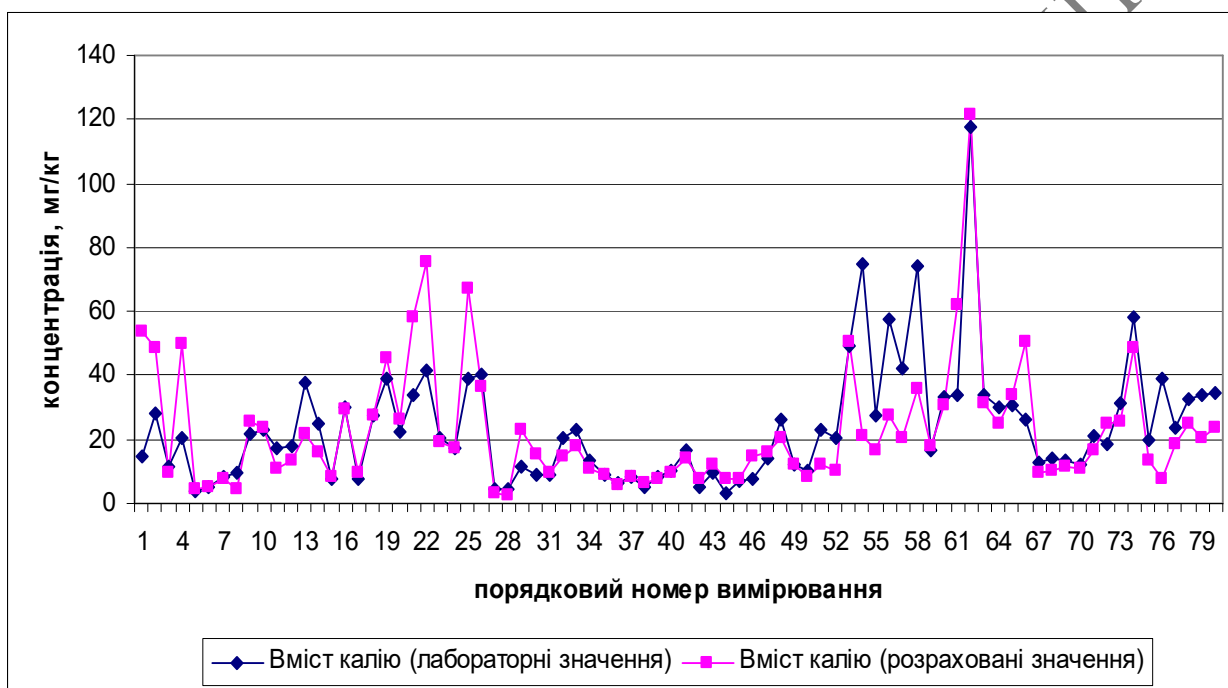
Рівняння регресії можна спростити до виразу:

$$C(K^+) = 56,54C_{(ц.з.)} \quad (5.30)$$

де  $C_{(ц.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(K^+)$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

На рисунку 5.16 приведено динаміку зміни розрахованих значень концентрацій калію та значень визначених інструментально.



**Рис. 5.16.** Порівняння модельних (розрахованих) значень концентрацій калію та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту калію у другій групі ґрунтів становить 0,735.

Таким чином, впливу факторних ознак на результативну (вміст калію) для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей не спостерігається. При цьому для ґрунтів другої групи регресійна залежність існує і найбільш суттєвий вплив на вміст калію має тільки один фактор – щільний залишок.



Розрахункові параметри для щільного залишку в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.36.

Значення коефіцієнта детермінації 0,55 не є високим, проте вказує про наявність деякого впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 8,5 і перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності.

Таблиця 5.36

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції щільного залишку для ґрунтів з низьким вмістом токсичних солей

0,0006	0,0003	-0,00026	-0,00017	0,0007	-0,0002	-0,0001	-0,004	2,13E-06	0,0002	0,040
0,0006	0,00016	0,00019	0,00030	0,00035	0,00015	0,00012	0,0087	8,49E-07	0,00013	0,059
0,552	0,0288	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
8,512	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
0,070	0,057115	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Виходячи із результатів розрахунку рівняння регресії набуде вигляду:

$$C_{(щ.з.)} = 0,00056 C_{(K^+)} + 0,00027 C_{(Na^+)} - 0,00026 C_{(SO_4^{2-})} - 0,00017 C_{(Mg^{2+})} + \\ + 0,00071 C_{(Ca^{2+})} - 0,00022 C_{(Cl)} - 0,0001 C_{(HCO_3^-)} - 0,00396 pH + \\ + 0,0000021 C_{(нафт.)} + 0,00026 C_{(т.с.)} + 0,04 \quad (5.31)$$

де

$pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(т.с.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C(\text{Ca}^{2+})$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C(\text{Cl}^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C(\text{HCO}_3^-)$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{\text{критичне}} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_{10}$ . Виходячи із даних таблиці 5.37 значущим є тільки коефіцієнт  $b_2$ . При цьому найбільший вплив на щільний залишок в ґрунтах першої групи має вміст нафтопродуктів. Інші складові на щільний залишок у першій групі ґрунтів суттєво не впливають.

Таблиця 5.37

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для щільного залишку в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	0,933	1,663	-1,402	-0,577	2,030	-1,405	-0,862	-0,454	2,514	2,084	0,667
Значущість коефіцієнта	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	ні	так	ні	ні

Рівняння регресії можна спростити до виразу:

$$C_{(\text{щ.з.})} = 0,0000021 C_{(\text{нафт.})} \quad (5.32)$$

де  $C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для щільного залишку у першій групі ґрунтів є низьким і становить лише 0,31. Виходячи з цього порівняння модельних (розрахованих) значень із натурними замірами щільного залишку в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей не проводилось.

Розрахункові параметри для щільного залишку в ґрунтах другої групи (з високим вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.38.

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції щільного залишку для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

0,0069	5,99E-05	0,0007	-0,00087	0,0009	2,83E-05	-0,0001	0,027	-1,06E-05	1,37E-05	-0,161
0,0010	3,51E-05	0,00021	0,00077	0,0002	3,49E-05	5,01E-05	0,043	4E-06	2,94E-05	0,400
0,900	0,117	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
62,373	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
8,555	0,946	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,90 є високим і вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 62,37 і значно перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності. Виходячи із результатів розрахунку рівняння регресії набуде вигляду:

$$C_{(щ.з.)} = 0,0069C_{(K^+)} + 0,00006C_{(Na^+)} + 0,000654C_{(SO_4^{2-})} - 0,00087 C_{(Mg^{2+})} + \\ + 0,000933C_{(Ca^{2+})} + 0,000028C_{(Cl)} - 0,000107C_{(HCO_3^-)} + 0,027pH - \\ - 0,00001063C_{(нафт.)} + 0,0000137 C_{(т.с.)} - 0,16 \quad (5.33)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(т.с.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C_{(Cl)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_{0...} b_{10}$ . Виходячи із даних таблиці 5.39

значущими є коефіцієнти  $b_{10}$ ,  $b_8$ ,  $b_6$ ,  $b_2$ . При цьому найбільший вплив на щільний залишок в першій другій групі має вміст калію, кальцію, сульфатів, нафтопродуктів. Інші складові на щільний залишок у другій групі ґрунтів суттєво не впливають. При цьому відзначаємо високе значення кореляційного зв'язку між щільним залишком та хлоридами і концентрацією натрій-іону.

Таблиця 5.39

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для щільного залишку в ґрунтах з високим вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	6,644	1,708	3,120	-1,123	4,715	0,810	-2,145	0,624	-2,656	0,464	-0,403
Значущість коефіцієнта	так	ні	так	ні	так	ні	ні	ні	так	ні	ні

Виходячи із рівняння (5.33), а також визначення значущості коефіцієнтів залежність можна представити у вигляді:

$$C_{(\text{щ.з.})} = 0,0069C_{(K^+)} + 0,000654C_{(SO_4^{2-})} + 0,000933C_{(Ca^{2+})} - 0,00001063C_{(\text{нафт.})} \quad (5.34)$$

де

$C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

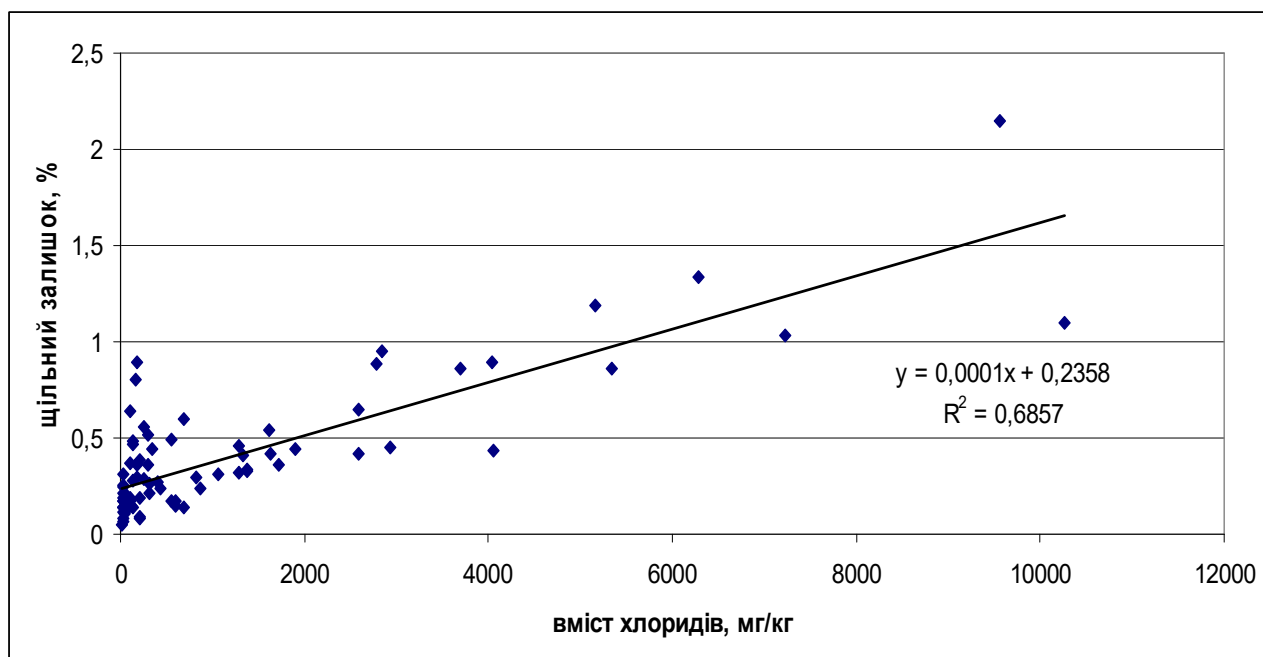
$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

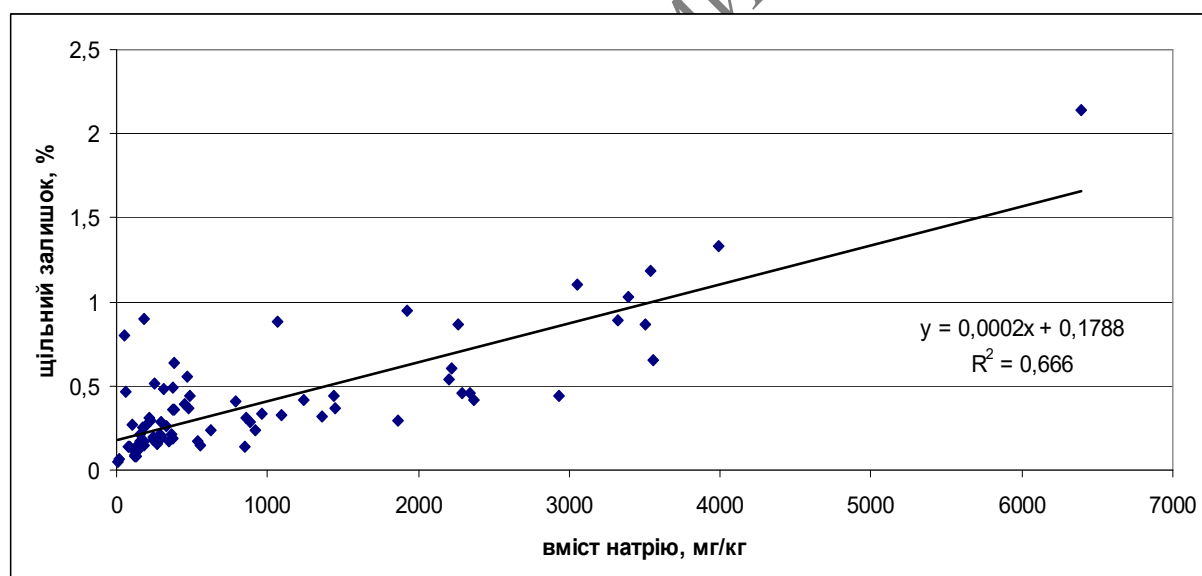
$C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг.

Виходячи із високих значень коефіцієнтів кореляції у парах щільний залишок – хлориди та щільний залишок – натрій нами побудовано залежності та визначено емпіричні залежності між щільним залишком та вмістом хлоридів, а також вмістом натрію, які представлені на рисунках 5.17-5.18.



**Рис. 5.17.** Залежність між вмістом хлоридів та щільним залишком у ґрунтах другої групи



**Рис. 5.18.** Залежність між вмістом натрію та щільним залишком у ґрунтах другої групи

Емпірична залежність між щільним залишком та концентрацією хлорид іону набуде вигляду:

$$C_{(щ.з.)} = 0,0001C_{(Cl)} + 0,2358 \quad (5.35)$$

де  $C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C(Cl^-)$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг.

При цьому коефіцієнт детермінації становить 0,6857.

Відповідно залежність між концентрацією натрій іону та щільним залишком запишеться:

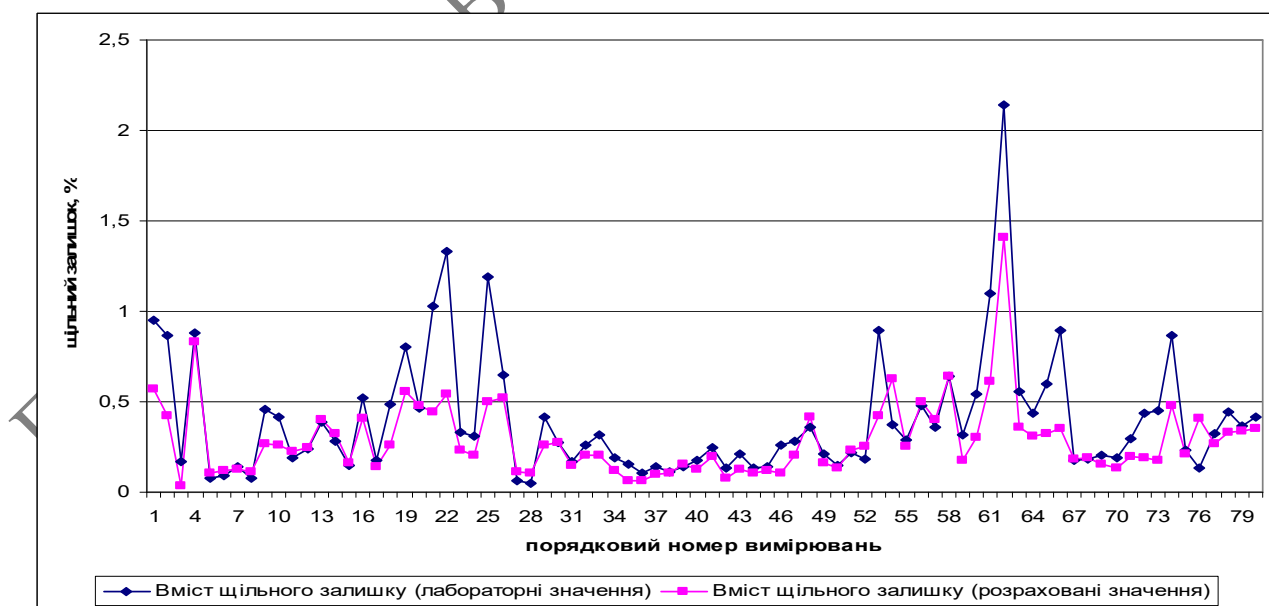
$$C_{(щ.з.)} = 0,0002C_{(Na^+)} + 0,1788 \quad (5.36)$$

де  $C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

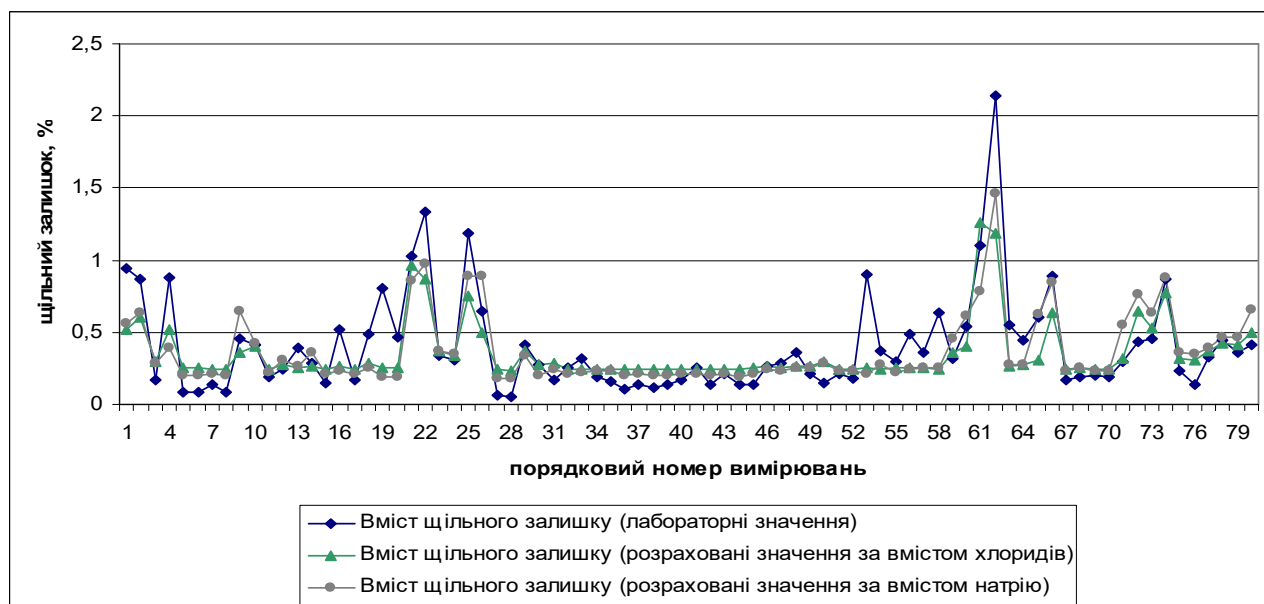
$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг.

Коефіцієнт детермінації залежності (5.36) становить 0,67.

На рисунках 5.19, 5.20 приведено динаміку зміни розрахованих значень щільного залишку та значень визначених інструментально. На рисунку 5.19 модельні значення щільного залишку розраховані за залежністю (5.34), яка була отримана нами в результаті багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу, а на рисунку 5.20 розраховані значення згідно залежностей (5.35) та (5.36).



**Рис. 5.19.** Порівняння модельних (розрахованих) значень щільного залишку та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей



**Рис. 5.20.** Порівняння модельних (розрахованих) значень щільного залишку та значень натурних вимірювань для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

Коефіцієнт кореляції між розрахованими значеннями та значеннями натурних вимірювань для залежності (5.34) становить 0,865, для залежності (5.35) – 0,828, для залежності (5.36) – 0,816.

Відповідно до ГОСТ 17.5.4.02-84 [213] суму токсичних солей визначають за формулою:

$$W = WCl + WNa^+ + WMg^{2+} + WHCO_3^-(m.c.) + WSO_4^{2-}(m.c.) \quad (5.37)$$

де  $W$  – сума токсичних солей, %;

$WCl$  – масова частка хлорид-іонів, %;

$WNa^+$  – масова частка натрій-іонів, %;

$WMg^{2+}$  – масова частка магній-іонів, %;

$WHCO_3^-(m.c.)$  – масова частка гідрокарбонат-іонів, %;

$WSO_4^{2-}(m.c.)$  – масова частка сульфат-іонів, %.

Розрахункові параметри для токсичних солей в ґрунтах першої групи, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.40.

Таблиця 5.40

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції токсичних солей для ґрунтів з низьким їх вмістом

226,345	-0,327	0,750	1,139	0,476	-2,424	0,887	0,806	0,095	9,16E-05	20,084
108,617	0,559	0,124	0,112	0,270	0,165	0,097	0,055	8,132	0,0008	55,313
0,957	26,762	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
154,759	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
1108422	49419,44	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,96 є високим і вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 154,76 і значно перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності. З таблиці 5.42 видно, що найбільший вплив на концентрацію токсичних солей, як результативної ознаки мають концентрації натрію, сульфатів, кальцію, хлоридів, бікарбонатів.

Таблиця 5.41

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для токсичних солей в ґрунтах з низьким їх вмістом

$t_i = b_i / SE_i$	2,084	-0,584	6,057	10,144	1,766	-14,719	9,112	14,599	0,012	0,111	0,363
Значущість коефіцієнта	ні	ні	так	так	ні	так	так	так	ні	ні	ні

Таким чином, виходячи із значень коефіцієнта детермінації, F статистики, переліку значущих факторних ознак, а також рівності (5.37) можна зробити висновок про існування фактично функціональної залежності, що є логічним, оскільки факторні ознаки практично дублюють членів рівності (5.37). У зв'язку з вищевказаним у даному випадку подальші визначення рівностей шляхом багатфакторного кореляційно-регресійного аналізу не мають змісту і нами не проводились.

Для проведення багатфакторного кореляційно-регресійного аналізу вмісту токсичних солей в ґрунтах першої групи як результативної ознаки в якості факторних ознак нами використано рН, вміст калію, щільний залишок, вміст



нафтопродуктів – параметри, що не входять до рівності (5.37). Розрахункові параметри для токсичних солей в грунтах першої групи, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.42.

Таблиця 5.42

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту токсичних солей для грунтів з низьким їх вмістом (факторні ознаки - рН, вміст калію, щільний залишок, вміст нафтопродуктів)

1220,464	-0,69355	80,05696	0,00402	-519,506
275,1521	1,565641	15,18177	0,00227	110,4334
0,558403	82,56712	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
23,7095	75	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
646541,8	511299,7	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,56 не є високим, проте вказує про наявність деякого впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 23,71 і перевищує розрахункове значення  $F(0,05;4;75) = 2,49$ , що вказує про існування регресійної залежності. Виходячи із результатів розрахунку (таблиця 5.43) та з врахуванням значущості коефіцієнтів

Таблиця 5.43

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для токсичних солей в грунтах з низьким їх вмістом (факторні ознаки - рН, вміст калію, щільний залишок, вміст нафтопродуктів)

$t_i = b_i / SE_i$	4,436	-0,443	5,273	1,771	-4,704
Значущість коефіцієнта	так	ні	так	ні	так

запишемо рівність:

$$C_{(m.c.)} = 1220,46 C_{(ц.з)} + 80,06pH - 519,506 \quad (5.38)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(m.c.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %.

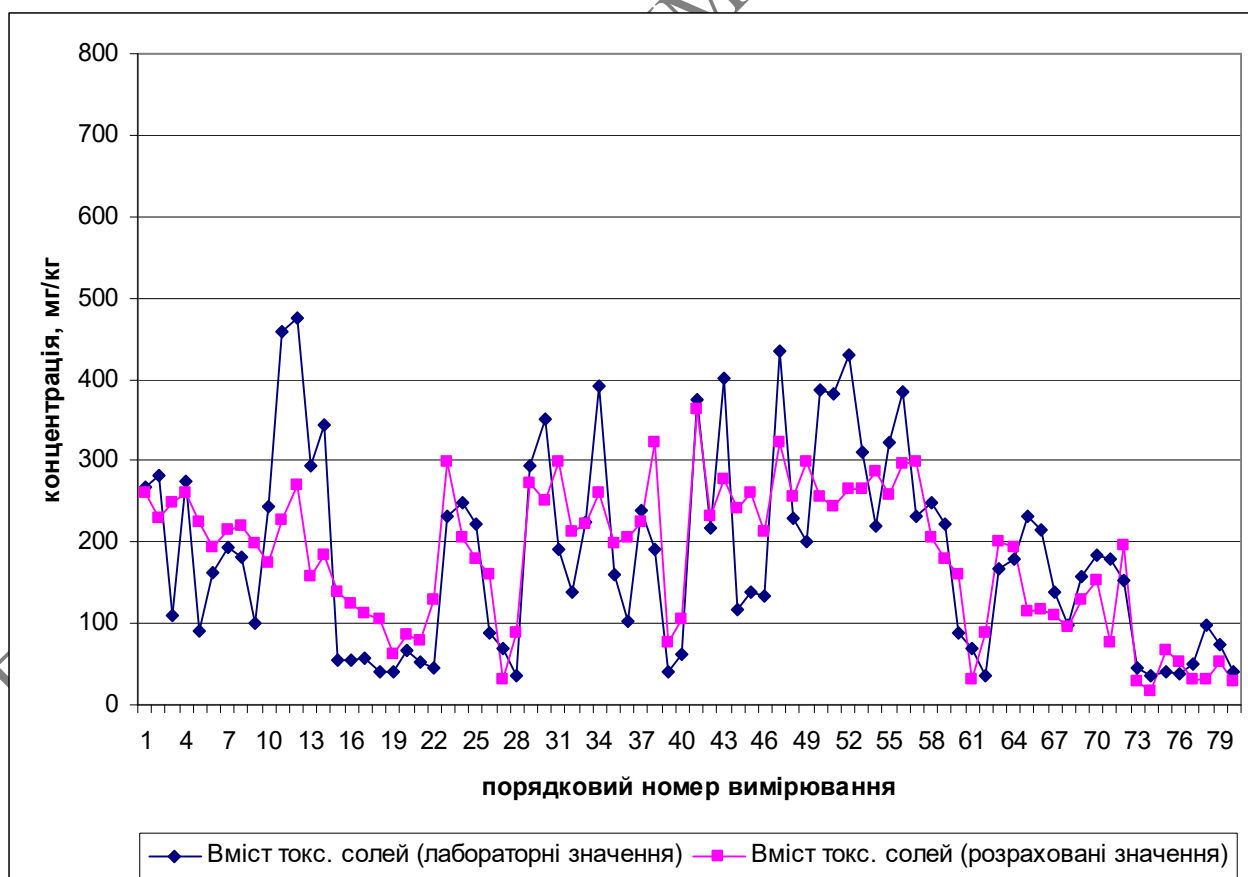
На рисунку 5.21 відображено динаміку зміни розрахованих значень вмісту токсичних солей та значень визначених інструментально.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту токсичних солей у першій групі ґрунтів становить 0,73.

У роботі [214] встановлена наступна емпірична залежність для наближеного визначення вмісту токсичних солей:

$$\Sigma_{токс} = Na^+ + Mg^{2+} / 15 [\%], \quad (5.39)$$

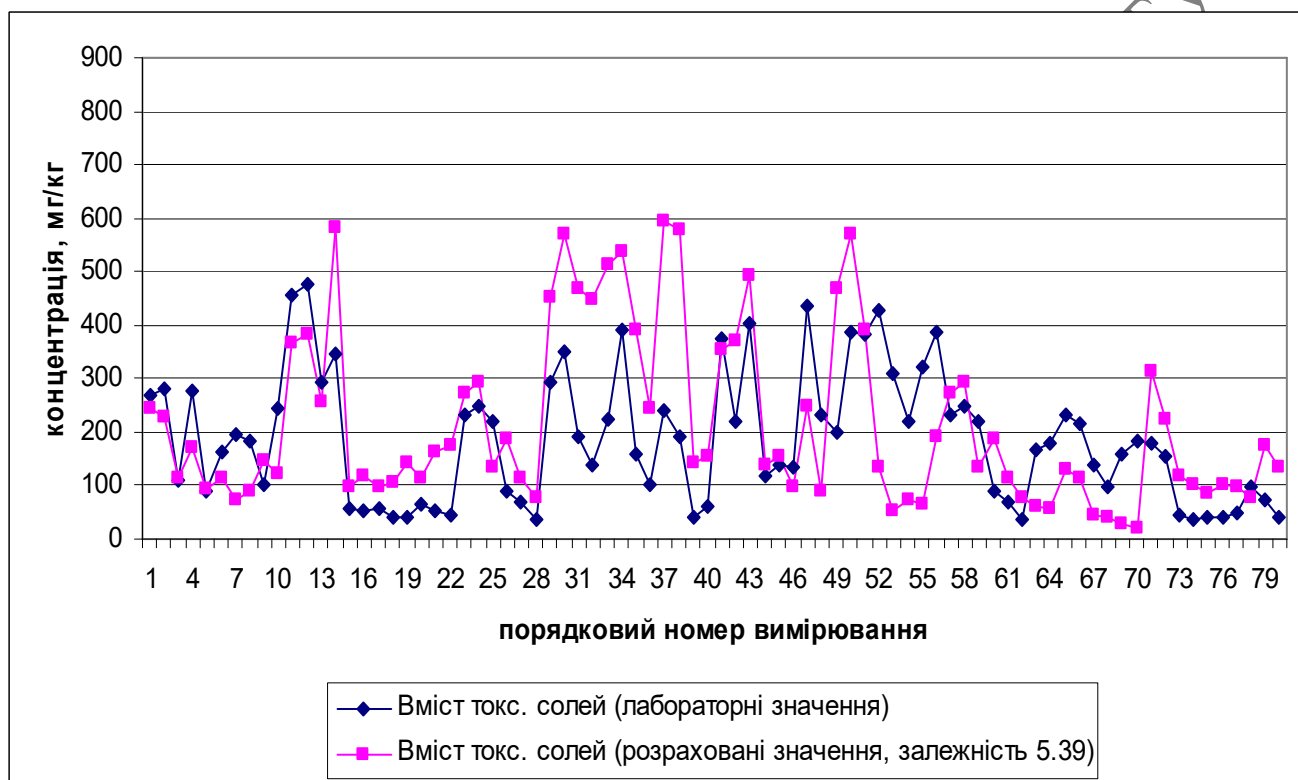
де  $Na^+$  і  $Mg^{2+}$  – кількість мілімоль еквівалентів натрію і магнію, яке було визначено методом водної витяжки, ммоль(+)/100 г ґрунту.



**Рис. 5.21.** Порівняння модельних (розрахованих) значень вмісту токсичних солей та значень натурних вимірювань для ґрунтів першої групи

На рисунку 5.22 відображено динаміку зміни розрахованих значень вмісту токсичних солей згідно рекомендацій [214] та значень визначених інструментально.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями розрахованими згідно відомої залежності (5.39) і значеннями натурних замірів для вмісту токсичних солей у першій групі ґрунтів становить 0,54.



**Рис. 5.22.** Порівняння модельних (розрахованих) значень вмісту токсичних солей згідно залежності (5.39) та значень натурних вимірювань для ґрунтів першої групи

Розрахункові параметри для токсичних солей в ґрунтах другої групи, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.44.

Таблиця 5.44

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції токсичних солей для ґрунтів з високим їх вмістом

227,465	1,306	0,760	0,485	0,911	-0,584	1,035	0,999	-203,289	0,0082	1698,383
490,639	5,427	0,114	0,912	3,188	0,926	0,070	0,174	174,509	0,017	1622,49
0,979	478,042	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
315,963	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
722053081	15768175	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

З таблиці 5.45 видно, що найбільший вплив на концентрацію токсичних солей, як результативної ознаки мають лише концентрації натрію, хлоридів, бікарбонатів.

Таблиця 5.45

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для токсичних солей в ґрунтах з високим їх вмістом

$t_i = b_i / SE_i$	0,464	0,241	6,674	0,531	0,286	-0,631	14,710	5,756	-1,165	0,478	1,047
Значущість коефіцієнта	ні	ні	так	ні	ні	ні	так	так	ні	ні	ні

Виходячи із значень коефіцієнта детермінації, F статистики, переліку значущих факторних ознак, а також рівності (5.37) можна зробити висновок про існування фактично функціональної залежності, при цьому факторні ознаки включають тільки троє членів рівності (5.37). У зв'язку з вищенаведеним нами запропоновано рівняння для визначення суми токсичних солей:

$$C_{(m.c.)} = 0,76C_{(Na^+)} + 1,035C_{(Cl)} + C_{(HCO_3^-)} \quad (5.40)$$

де

$C_{(m.c.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(Cl^-)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

На рисунку 5.23 відображено динаміку зміни розрахованих значень вмісту токсичних солей згідно рівняння (5.40) та значень визначених інструментально.

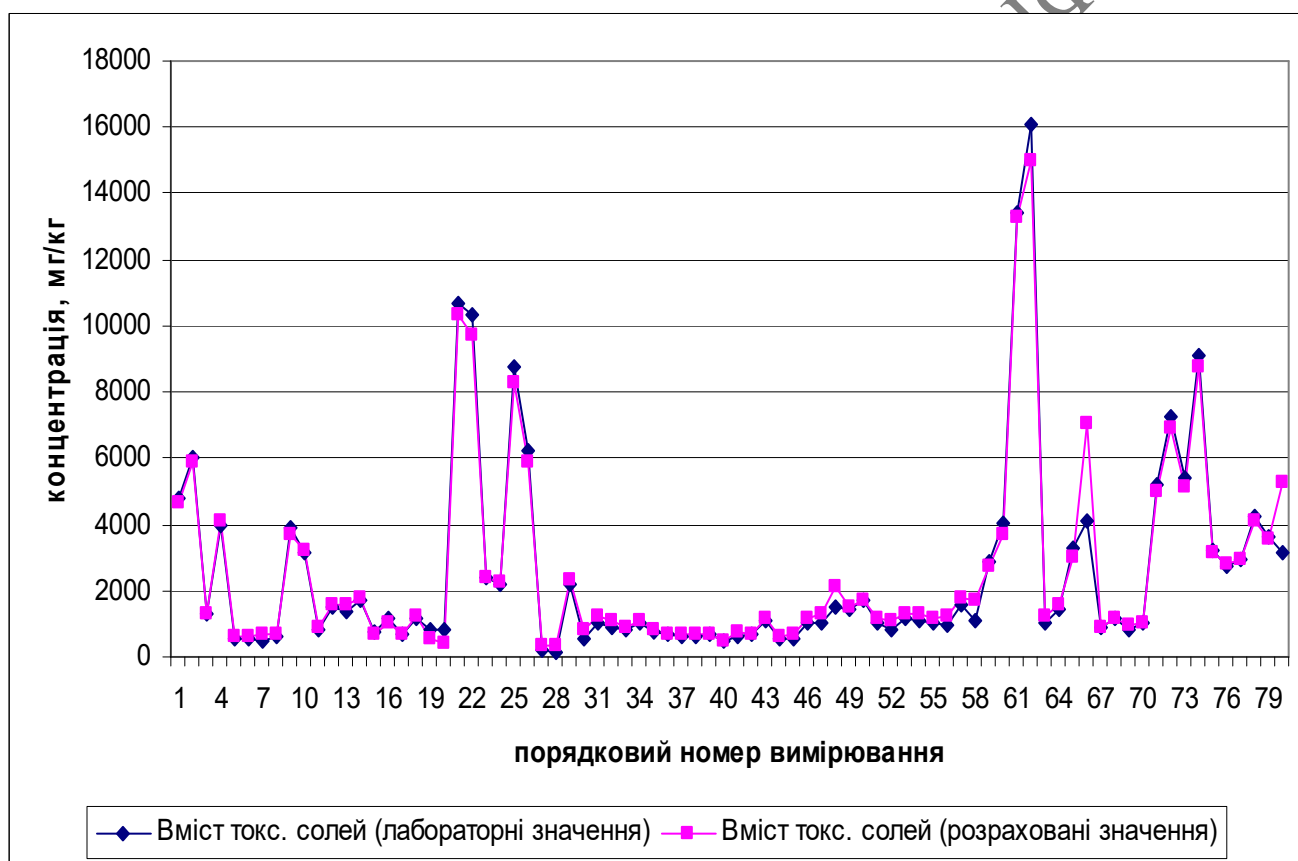
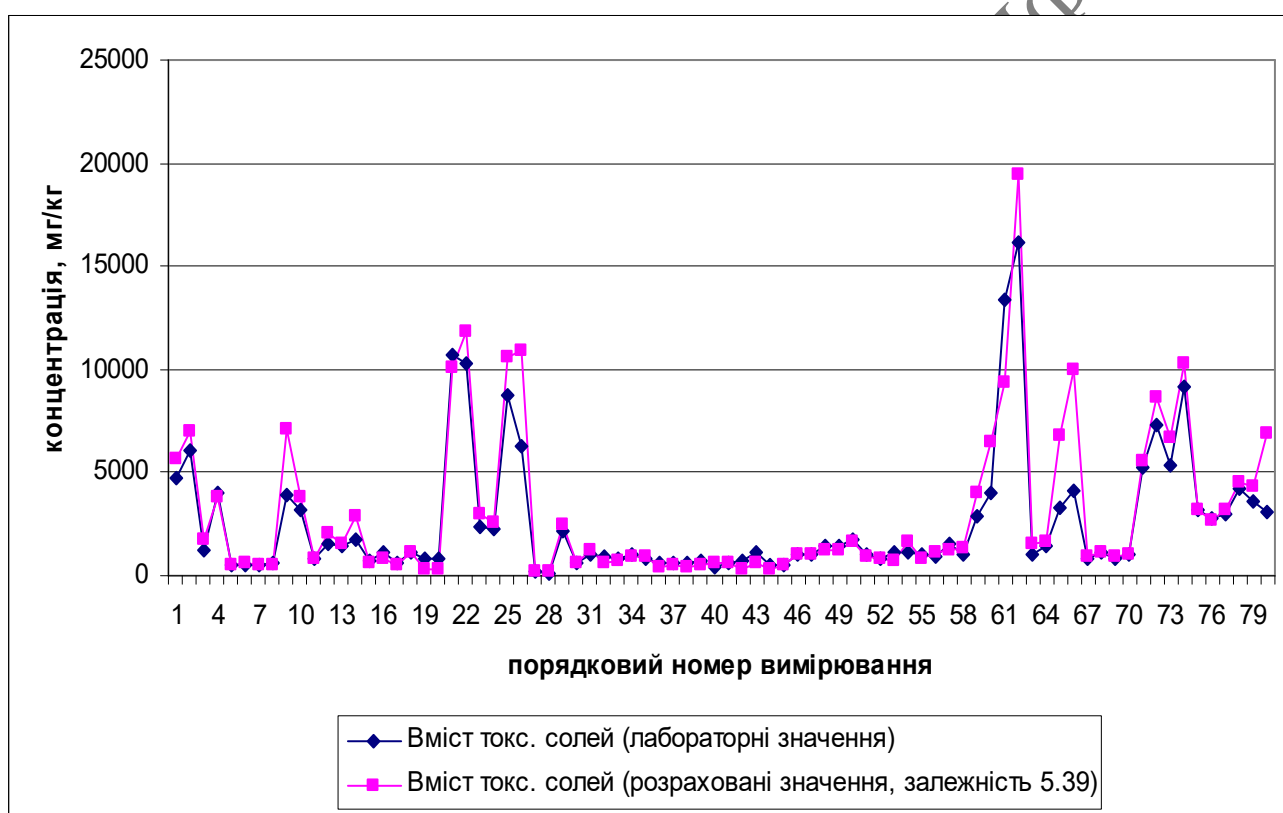


Рис. 5.23. Порівняння модельних (розрахованих) значень вмісту токсичних солей та значень натурних вимірювань для ґрунтів другої групи

Коефіцієнт кореляції між розрахованими значеннями та значеннями концентрацій токсичних солей становить 0,99, тобто залежність є практично функціональною.

Для порівняння на рисунку 5.24 наведено динаміку зміни розрахованих значень вмісту токсичних солей згідно відомої залежності (5.39) та значень визначених інструментально. У цьому випадку коефіцієнт кореляції є також високим і становить 0,94 .

Крім того, для проведення багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу вмісту токсичних солей в ґрунтах другої групи як результативної ознаки в якості факторних ознак нами використано рН, вміст калію, щільний залишок, вміст нафтопродуктів – параметри, що не входять до рівності (5.37).



**Рис. 5.24.** Порівняння модельних (розрахованих) значень вмісту токсичних солей згідно залежності (5.39) та значень натурних вимірювань для ґрунтів другої групи

Розрахункові параметри для токсичних солей в ґрунтах другої групи, як результативної ознаки наведено у таблиці 5.46.

Таблиця 5.46

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту токсичних солей для ґрунтів з високим їх вмістом (факторні ознаки - рН, вміст калію, щільний залишок, вміст нафтопродуктів)

7622,4261	-12,94054	-428,964	0,117938	3611,689
942,23123	16,403628	477,0653	0,053233	4476,908
0,7293857	1631,625	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
50,536796	75	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
538156250	199665006	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації 0,73 є високим і вказує про наявність впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 50,54 і перевищує розрахункове значення  $F(0,05;4;75) = 2,49$ , що вказує про існування регресійної залежності. Виходячи із результатів розрахунку та з врахуванням значущості коефіцієнтів (таблиця 5.47) запишемо рівність:

$$C_{(m.c.)} = 7622,43 C_{(щ.з)} \quad (5.41)$$

де  $C_{(m.c.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %.

Таблиця 5.47

Значення  $t_{\text{статистики}}$  коефіцієнтів та їх значущість для токсичних солей в ґрунтах з високим їх вмістом (факторні ознаки - рН, вміст калію, щільний залишок, вміст нафтопродуктів)

$t_i = b_i / SE_i$	4,435596	-0,44298	5,273231	1,771352	-4,70425
Значущість коефіцієнта	так	ні	так	ні	так

На рисунку 5.25 відображено динаміку зміни розрахованих значень суми токсичних солей та значень визначених інструментально.





Значення коефіцієнта детермінації є невисоким 0,35 і свідчить про не високий ступінь впливу факторних ознак на результативну. Значення статистики F становить 3,69 і перевищує розрахункове значення 1,971, що вказує про існування регресійної залежності.

Рівняння регресії набуде вигляду:

$$C_{(нафт.)} = 1,95C_{(m.c.)} + 39330,44C_{(щ.з.)} - 113,49C_{(K^+)} - 41,5C_{(Na^+)} + 3,29C_{(SO_4^{2-})} + 92,09C_{(Mg^{2+})} - 58,65C_{(Ca^{2+})} + 22,75C_{(Cl)} + 19,18C_{(HCO_3^-)} - 3174,79pH + 21532,84 \quad (5.42)$$

де  $pH$  – водневий показник;

$C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(m.c.)}$  – концентрація токсичних солей, мг/кг;

$C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %;

$C_{(K^+)}$  – концентрація калій-іону, мг/кг;

$C_{(Na^+)}$  – концентрація натрій-іону, мг/кг;

$C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг;

$C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг;

$C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг;

$C_{(Cl)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг;

$C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг.

Шляхом порівняння розрахункових значень  $t_i$  із значенням  $t_{критичне} = 2,291$ , визначимо значущість коефіцієнтів  $b_0 \dots b_9$ . Виходячи із даних таблиці 5.49 значущими є коефіцієнти  $b_9, b_5, b_1, b_0$ .

Таблиця 5.49

Значення  $t_{статистики}$  коефіцієнтів та їх значущість для вмісту нафтопродуктів в ґрунтах з низьким вмістом токсичних солей

$t_i = b_i / SE_i$	0,111	2,514	-1,407	-1,902	0,127	2,381	-1,212	1,088	1,189	-2,825	2,813
Значущість коефіцієнта	ні	так	ні	ні	ні	так	ні	ні	ні	так	так

При цьому найбільший вплив на концентрацію хлоридів має щільний залишок, рН, вміст магнію. Інші складові на вміст хлоридів у другій групі ґрунтів практично не впливають.

Таким чином залежність спроститься до вигляду:

$$C_{(\text{нафт.})} = -3174,79 \text{ рН} + 39330,44 C_{(\text{щ.з.})} + 92,09 C_{(\text{Mg}^{2+})} + 21532,84 \quad (5.43)$$

де  $\text{рН}$  – водневий показник;

$C_{(\text{нафт.})}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг;

$C_{(\text{щ.з.})}$  – щільний залишок, %;

$C_{(\text{Mg}^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг.

Коефіцієнт кореляції між модельними розрахунковими значеннями і значеннями натурних замірів для вмісту токсичних солей у першій групі ґрунтів є невисоким і становить 0,44 .

Розрахункові параметри для концентрацій нафтопродуктів в ґрунтах першої групи (з низьким вмістом токсичних солей), як результативної ознаки наведено у таблиці 5.51.

Таблиця 5.51

Масив даних кореляційно-регресійного аналізу функції вмісту нафтопродуктів для ґрунтів з високим вмістом токсичних солей

0,403	-8721,907	76,162	1,140	9,679	-49,025	6,322	-0,098	-0,467	-1735,56	17775,28
0,843	3284,486	36,976	1,016	6,308	21,591	6,470	1,004	1,481	1218,758	11273,99
0,230	3354,486	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
2,058	69	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д
231594714	776427653	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д	#Н/Д

Значення коефіцієнта детермінації є невисоким 0,23 і свідчить про відсутність впливу факторних ознак на результативну.

Отримані залежності вмісту макрокомпонентів зведені в таблиці 5.52.

З таблиці 5.52 видно, що у незасолених ґрунтах найбільшого впливу в залежності від вмісту інших макрокомпонентів у ґрунтах зазнають концентрації

## Емпіричні залежності вмісту макрокомпонентів в ґрунтах

Назва показника	Ґрунти з вмістом токсичних солей менше 500 мг/кг (перша група)		Ґрунти з вмістом токсичних солей понад 500 мг/кг (друга група)	
	Залежність	$K_{кор}$	Залежність	$K_{кор}$
$pH$	$pH = -0,000033C_{(нафт.)} + 0,004849 C_{(HCO_3^-)} + 6,741$	0,84	$pH = -0,0017C_{(SO_4^{2-})} + 0,000401C_{(HCO_3^-)} + 9,241$	0,52
$HCO_3^-$	$C_{(HCO_3^-)} = 105,60pH + 0,0046C_{(нафт.)} - 1,48C_{(Mg^{2+})} + 1,43C_{(Ca^{2+})} - 694,77$	0,87	$C_{(HCO_3^-)} = 315,05pH - 751,57C_{(щ.з.)} + 9,45C_{(K^+)}$	0,51
$Cl^-$	$C_{(Cl^-)} = 1,7C_{(K^+)} + 0,36C_{(Na^+)} + 0,606C_{(Ca^{2+})}$	0,59	$C_{(Cl^-)} = 2067,24C_{(щ.з.)} + 1,014C_{(Na^+)}$	0,91
$Ca^{2+}$	$C_{(Ca^{2+})} = 0,212C_{(Cl^-)} + 0,16C_{(HCO_3^-)} + 0,00159C_{(нафт.)} - 0,272C_{(Na^+)} + 1,024C_{(Mg^{2+})}$	0,85	$C_{(Ca^{2+})} = 260,54C_{(щ.з.)} - 0,033C_{(Na^+)} - 0,27C_{(SO_4^{2-})} + 1,57C_{(Mg^{2+})}$	0,82
$Mg^{2+}$	$C_{(Mg^{2+})} = 0,382C_{(Ca^{2+})} - 0,062C_{(HCO_3^-)} + 0,000871C_{(нафт.)} + 0,199C_{(SO_4^{2-})}$	0,83	$C_{(Mg^{2+})} = 0,133 C_{(Ca^{2+})} + 0,45C_{(K^+)}$	0,75
$SO_4^{2-}$	$C_{(SO_4^{2-})} = 1,15C_{(Mg^{2+})}$	0,66	$C_{(SO_4^{2-})} = -0,275C_{(Ca^{2+})} - 65,31pH + 191,71C_{(щ.з.)} + 638,77$	0,52
$Na^+$	$C_{(Na^+)} = -0,48C_{(Ca^{2+})} + 0,222C_{(Cl^-)} - 0,0018C_{(нафт.)} + 379,92C_{(щ.з.)}$	0,38	$C_{(Na^+)} = -2,19C_{(Ca^{2+})} + 0,39C_{(Cl^-)} + 1307,82C_{(щ.з.)}$	0,90
$K^+$	Регресійна залежність відсутня	-	$C_{(K^+)} = 56,54C_{(щ.з.)}$	0,74
Щ. з.	$C_{(щ.з.)} = 0,0000021C_{(нафт.)}$	0,31	$C_{(щ.з.)} = 0,0069C_{(K^+)} + 0,000654C_{(SO_4^{2-})} + 0,000933C_{(Ca^{2+})} - 0,0000106C_{(нафт.)}$	0,86
Т.с.	$C_{(т.с.)} = 1220,46 C_{(щ.з.)} + 80,06pH - 519,506$	0,73	$C_{(т.с.)} = 7622,43 C_{(щ.з.)}$ або $C_{(т.с.)} = 0,76C_{(Na^+)} + 1,035C_{(Cl^-)} + C_{(HCO_3^-)}$	0,84 0,99
Нафт.	$C_{(нафт.)} = -3174,79pH + 39330,44C_{(щ.з.)} + 92,09C_{(Mg^{2+})} + 21532,84$	0,44	Регресійна залежність відсутня	-

де

 $K_{кор}$  – коефіцієнт кореляції між розрахованими значеннями і значеннями визначеними аналітично; $pH$  – водневий показник рН; $C_{(нафт.)}$  – концентрація нафтопродуктів, мг/кг; $C_{(HCO_3^-)}$  – концентрація гідрокарбонат-іону, мг/кг; $C_{(Mg^{2+})}$  – концентрація магній-іону, мг/кг; $C_{(Ca^{2+})}$  – концентрація кальцій-іону, мг/кг; $C_{(K^+)}$  – концентрація іону калію, мг/кг; $C_{(Na^+)}$  – концентрація іону натрію, мг/кг; $C_{(SO_4^{2-})}$  – концентрація сульфат-іону, мг/кг; $C_{(Cl^-)}$  – концентрація хлорид-іону, мг/кг; $C_{(щ.з.)}$  – щільний залишок, %; $C_{(т.с.)}$  – вміст токсичних солей, мг/кг.

гідрокарбонатів, кальцію, магнію, рН та токсичних солей, отримані нами залежності для цих складових ґрунту дуже добре корелюють із значеннями отриманими шляхом натурних замірів. Менш тісні кореляційні зв'язки між змодельованими та реальними значеннями у в ґрунтах першої групи зафіксовано для вмісту хлоридів та сульфатів. Помірний кореляційний зв'язок між модельними та реальними значеннями зафіксовано для концентрацій натрію, щільного залишку та нафтопродуктів. Для вмісту калію лінійна багатofакторна залежність у ґрунтах першої групи відсутня.

У ґрунтах з вмістом токсичних солей більше 500 мг/кг тісні кореляційні зв'язки між модельними та реальними значеннями вмісту макрокомпонентів у ґрунтах встановлено для вмісту хлоридів, кальцію, магнію, натрію, калію, щільного залишку, токсичних солей. Помірний кореляційний зв'язок між розрахованими значеннями та значеннями визначеними аналітично встановлено для концентрацій рН, гідрокарбонатів, сульфатів. Регресійна залежність у ґрунтах другої групи відсутня для вмісту нафтопродуктів.

Слід відзначити, що за результатами багатofакторного кореляційно-регресійного аналізу нами встановлено, що залежність (5.34) не включає концентрацій хлорид-іону та натрій іону, як факторних ознак, які суттєво впливають на концентрацію щільного залишку в ґрунтах другої групи, при тому, що масові частки саме цих іонів є найбільшими у загальній концентрації щільного залишку. Крім того, концентрації іонів натрію та хлору мають найвищі коефіцієнти попарної кореляції із вмістом сухого залишку – 0,816 та 0,828 відповідно, у той час як інші складові залежності (5.34) володіють менш суттєвими коефіцієнтами кореляції із щільним залишком – вміст калію – 0,78, вміст сульфатів – 0,143, вміст кальцію – 0,747, вміст нафтопродуктів – 0,033. Масові частки вмісту калію, кальцію, сульфатів та нафтопродуктів є багатократно меншими за вміст іонів натрію та хлору.

Крім того, нами отримано залежності (5.38) і (5.40), які дозволяють більш точно, ніж у відомій на сьогоднішній день методиці [214], розрахувати значення вмісту токсичних солей в ґрунтах.

Отримані залежності можуть бути використані під час проведення аналітичних досліджень проб ґрунтового покриву, моделювання ареалу поширення солей у ґрунті, розроблення заходів щодо відновлення ґрунтів, розрахунку об'ємів внесення допоміжних хімреагентів для відновлення засолених ґрунтів.

### Висновки до розділу 5

1. Отримано емпіричні залежності, що дозволяють достовірно розрахувати концентрації макроіонів в ґрунтах в залежності від вмісту інших компонентів.
2. Встановлено, що у незасолених ґрунтах найбільшого впливу в залежності від вмісту інших макрокомпонентів у ґрунтах зазнають концентрації гідрокарбонатів, кальцію, магнію, рН та токсичних солей, отримані нами залежності для цих складових ґрунту дуже добре корелюють із значеннями отриманими шляхом натурних замірів. Менш тісні кореляційні зв'язки між розрахунковими та реальними значеннями у в ґрунтах першої групи зафіксовано для вмісту хлоридів та сульфатів. Помірний кореляційний зв'язок між модельними та реальними значеннями зафіксовано для концентрацій натрію, щільного залишку та нафтопродуктів. Для вмісту калію лінійна багатофакторна залежність у ґрунтах першої групи відсутня.
3. У ґрунтах з вмістом токсичних солей більше 500 мг/кг тісні кореляційні зв'язки між модельними та реальними значеннями вмісту макрокомпонентів у ґрунтах встановлено для вмісту хлоридів, кальцію, магнію, натрію, калію, щільного залишку, токсичних солей. Помірний кореляційний зв'язок між розрахованими значеннями та значеннями визначеними аналітично встановлено для водневого показника рН, концентрацій гідрокарбонатів, сульфатів. Регресійна залежність для ґрунтів другої групи відсутня для вмісту нафтопродуктів.

4. Удосконалено відому залежність (5.39) визначення вмісту токсичних солей у ґрунтах. Коефіцієнт кореляції вмісту токсичних солей за результатами натурних замірів та розрахованих згідно встановлених нами залежностей (5.38), (5.40), (5.41) становить:
- для ґрунтів першої групи (залежність 5.38) – 0,73 (розрахований за відомою залежністю (5.39) – 0,54);
  - для ґрунтів другої групи (залежності (5.40) та (5.41)) – 0,99 та 0,84 відповідно (розрахований за відомою залежністю (5.39) – 0,94). При цьому слід зазначити, що залежність (5.41) дозволяє розрахувати вміст токсичних солей лише за одним показником – вмістом щільного залишку, визначення якого суттєво простіше, ніж визначення натрію та магнію, які передбачає залежність (5.39).
5. За результатами багатofакторного кореляційно-регресійного аналізу нами встановлено, що концентрації хлорид-іону та натрій іону, не є факторними ознаками, які суттєво впливають на концентрацію сухого залишку в ґрунтах другої групи, при тому, що масові частки саме цих іонів є найбільшими у загальній концентрації сухого залишку. Крім того, концентрації іонів натрію та хлору мають найвищі коефіцієнти попарної кореляції із вмістом сухого залишку – 0,816 та 0,828 відповідно, у той час як інші складові залежності 5.29 володіють менш суттєвими коефіцієнтами кореляції із щільним залишком – вміст калію – 0,78, вміст сульфатів – 0,143, вміст кальцію – 0,747, вміст нафтопродуктів – 0,033. Масові частки вмісту калію, кальцію, сульфатів та нафтопродуктів є багатократно меншими за вміст іонів натрію та хлору.

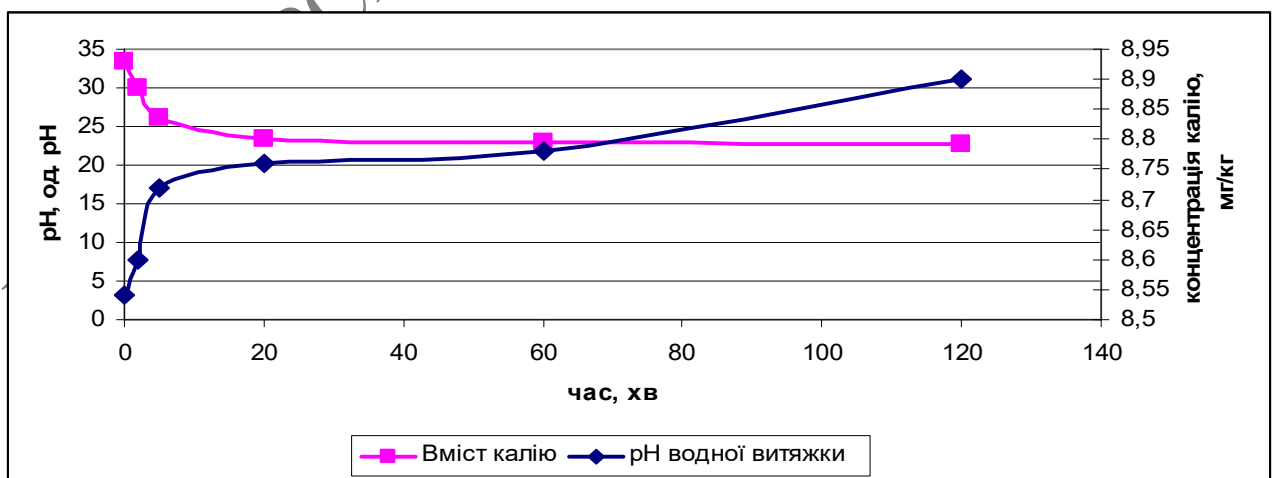
## РОЗДІЛ 6

## РОЗРОБЛЕННЯ ПРИРОДООХОРОННИХ ЗАХОДІВ ЗМЕНШЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ ПЛАСТОВИХ ВОД НА КОМПОНЕНТИ ДОВКІЛЛЯ

Розроблення ефективних заходів із запобігання впливів на довкілля негативних екологічних наслідків техногенних процесів, а також ліквідації цих впливів є важливим аспектом безпечної експлуатації нафтогазових родовищ [215].

### 6.1 Дослідження особливостей розсолення ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод

Досліджено вплив часу промивання ґрунту на концентрацію солей. Для проведення експерименту відбирались проби засоленого ґрунту. Відібрана проба ґрунту була поділена на шість частин масою 60 г. Кожна із частин поміщалась до конічної колби і заливалась прісною водою у співвідношенні 1:5 відповідно до рекомендацій [216]. Водно-ґрунтову суміш перемішували протягом різних часових періодів, які тривали 0 хв, 2хв, 5 хв, 20 хв, 60 хв, 120 хв. Результати проведених досліджень приведено в таблиці 6.1. На рисунках 6.1 – 6.5 наведено залежності зміни концентрацій іонів солей в залежності від часу їх промивання.

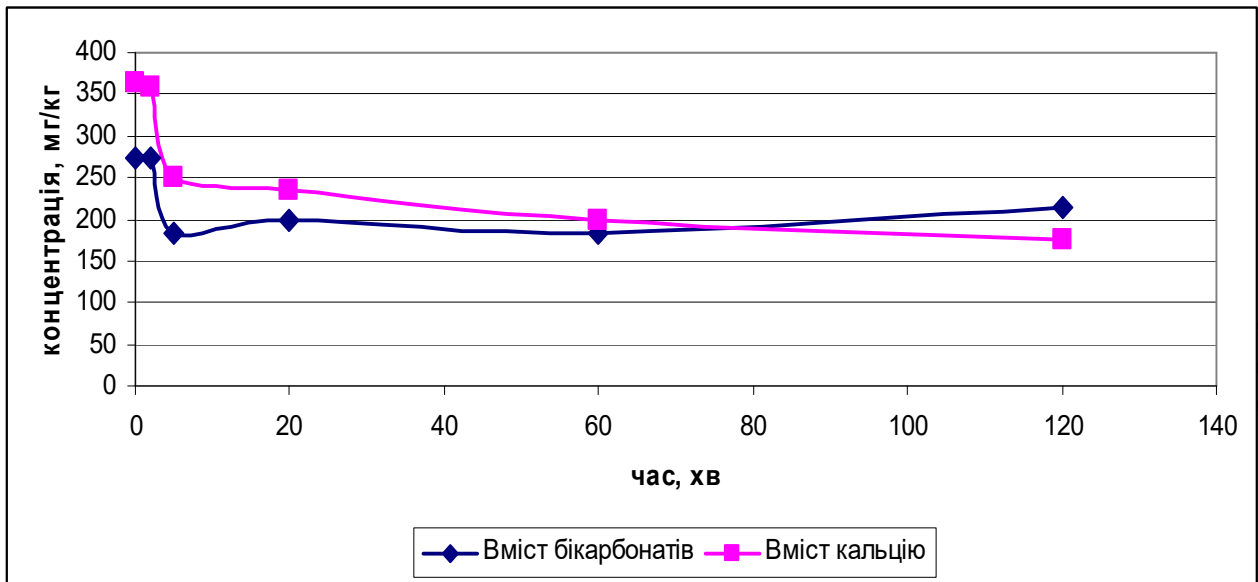


**Рис. 6.1.** Динаміка зміни водневого показника рН та концентрацій калій-іону в залежності від часу промивання

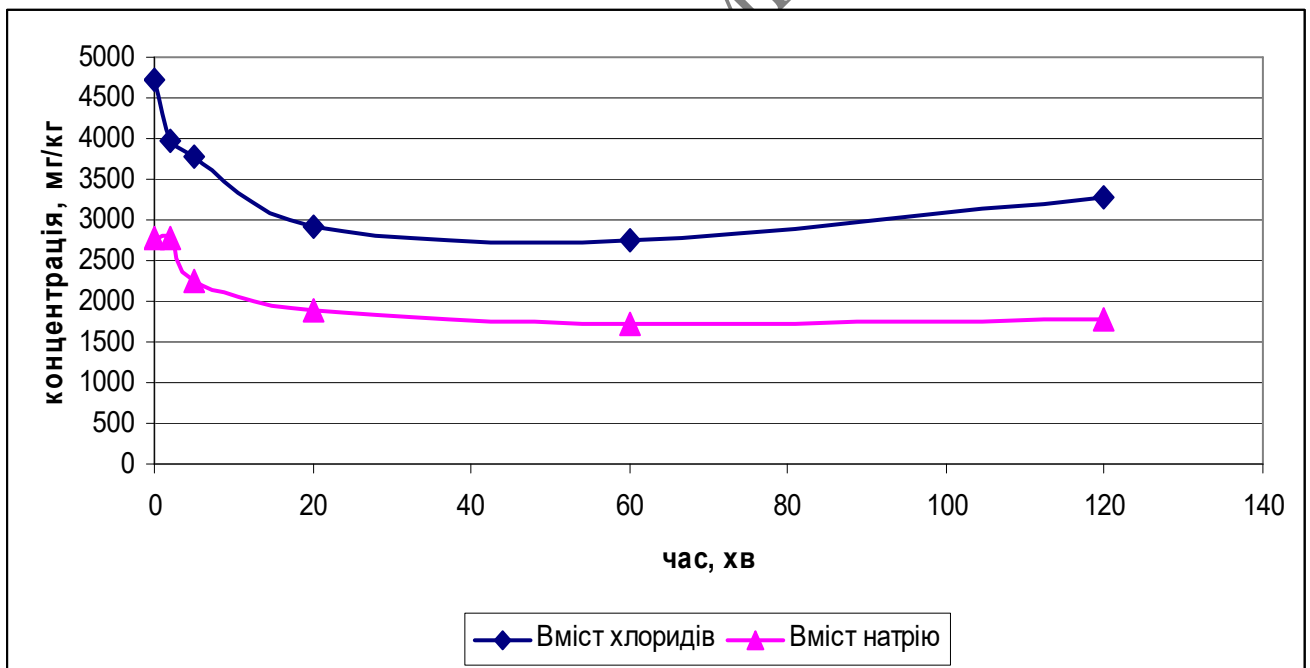
Результати досліджень ефективності розсолення ґрунтів від часу їх промивання

Номер проби ґрунту / час промивання водою		рН водної витяжки, ГДК = 5,5-8,2 од. рН	Вміст карбонатів, мг/кг	Вміст бікарбонатів, мг/кг	Вміст хлоридів, мг/кг	Вміст кальцію, мг/кг	Вміст магнію, мг/кг	Вміст сульфатів, ГДК = 160 мг/кг	Вміст натрію, мг/кг	Вміст калію, мг/кг	Щільний залишок, %	Токсичні солі, ГДК = 2500 мг/кг
0	0 хвилин	8,54	н/в	274,5	4734,8	365,0	119,0	71,1	2788,0	33,3	1,03	7641,8
1	2 хвилини	8,60	н/в	274,5	3960,0	360,0	140,3	79,3	2764,0	30,0	1,21	6864,3
2	5 хвилин	8,72	н/в	183,0	3787,9	250,0	149,5	85,0	2259,0	26,1	0,92	6196,3
3	20 хвилин	8,76	н/в	198,3	2927,0	235,0	119,0	62,2	1890,0	23,4	0,73	4935,9
4	1 година	8,78	н/в	183,0	2754,8	200,0	106,8	58,5	1712,0	23,0	0,64	4573,6
5	2 години	8,90	н/в	213,5	3271,3	175,0	149,5	49,2	1765,0	22,8	0,73	5185,8

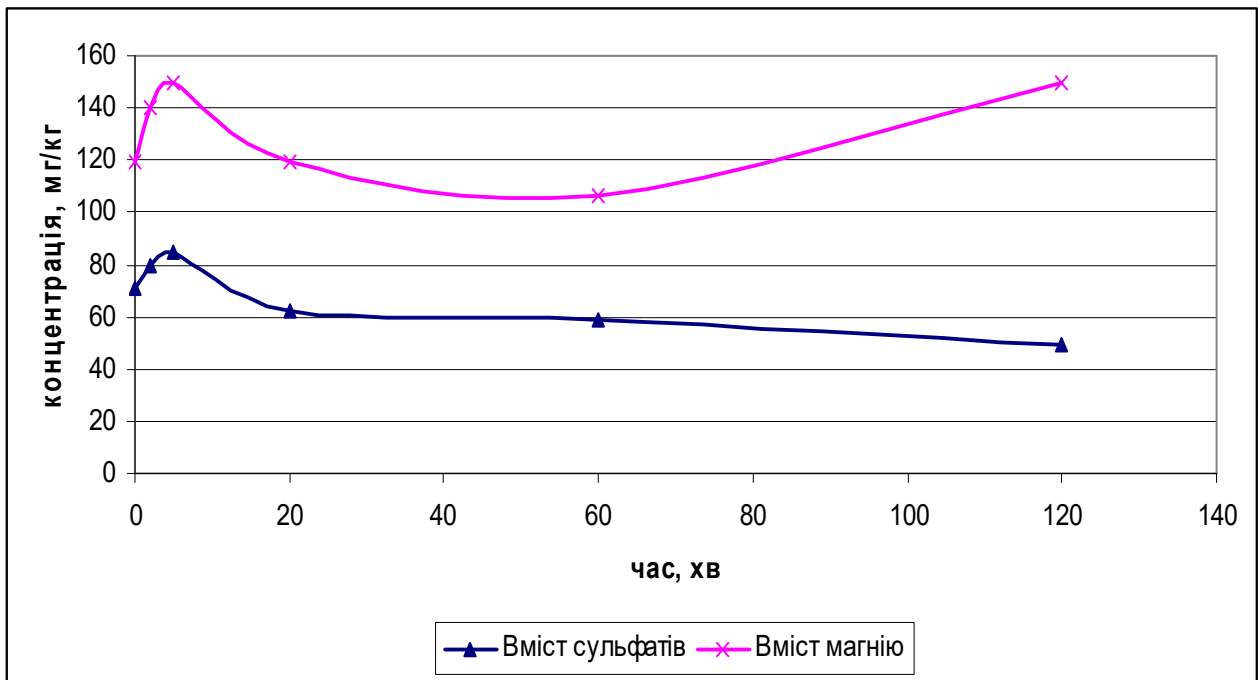




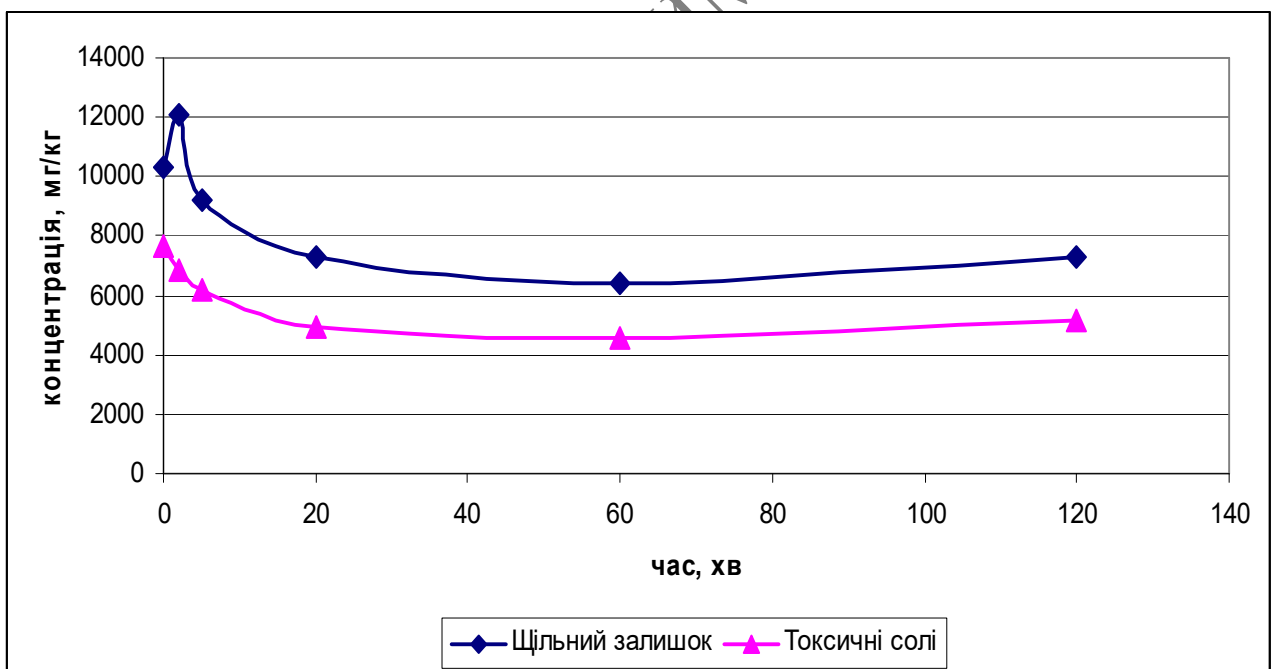
**Рис. 6.2.** Динаміка зміни концентрацій бікарбонатів та кальцій-іону в залежності від часу промивання



**Рис. 6.3** Динаміка зміни концентрацій хлоридів та натрій-іону в залежності від часу промивання



**Рис. 6.4** Динаміка зміни концентрацій сульфатів та магній-іону в залежності від часу промивання



**Рис. 6.5** Динаміка зміни щільного залишку та вмісту токсичних солей в залежності від часу промивання

Як видно з рисунку 6.3 основна частина хлорид-іону та натрій іону вилугується з ґрунтів впродовж перших 20 хвилин контактування з водою. З

рисунку 6.1 видно, що аналогічно відбувається зниження концентрацій калій-іону. Вміст кальцію та сульфатів знижується протягом 120 хв. Основна частина токсичних солей та щільного залишку вилуговувалась відповідно до пониження концентрацій основних компонентів засолення – хлоридів та натрію. Слід також відзначити зростання значення водневого показника рН із зменшенням кількості солей у ґрунті.

Таким чином, оптимальним часом промивання засолених пластовими водами ґрунтів є 20 хв. Загалом за один такт промивання концентрація гідрокарбонатів зменшується на 28 %, хлоридів – на 38 %, кальцію – на 36 %, вмісту сульфатів – на 13 %, вмісту натрію – на 32 %, вмісту калію – на 30 %, щільного залишку – на 29 %, вмісту токсичних солей – на 35 %; вміст магнію залишився незмінним.

На другому етапі досліджень нами визначався вплив розчинів солей на пониження концентрації токсичних солей, а також витіснення іону натрію із ґрунтово-поглинального комплексу. Перед початком досліджень було взято засолений ґрунт, який відбирали на ділянці в районі розташування ГЗУ-6, ГЗУ-7 Бугруватівського родовища ЦВНГ-1 НГВУ «Охтирканафтогаз» (рисунок 6.6). У лютому 2017 року на ділянці внаслідок корозійного пошкодження трубопроводу відбувся аварійний розлив нафти та пластової води, що спричинило до засолення ґрунтового покриву.

Для проведення досліджень були використані такі солі:

- ацетат магнію ( $\text{Mg}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ );
- сульфат магнію ( $\text{MgSO}_4$ );
- калімагнезія ( $\text{K}_2\text{SO}_4 \times \text{MgSO}_4$ );
- сульфат цинку ( $\text{ZnSO}_4$ );
- хлорид кальцію ( $\text{CaCl}_2$ ).

Із солей готували розчини на основі дистильованої води концентрацією 0,5 моль/дм<sup>3</sup>. Відповідно до [154] саме така концентрація є оптимальною для протікання обмінних реакцій між іонами. Наважки ґрунту масою 60 г поміщали у конічні колби з широким горлом і заливали сольовим розчином об'ємом 300 мл. Після цього колби поміщали до перемішувача і перемішували протягом 30 хвилин. Отриману суспензію відфільтровували, визначали вміст

основних іонів та розраховували вміст токсичних солей у ґрунті. Результати досліджень наведено в таблиці 6.2



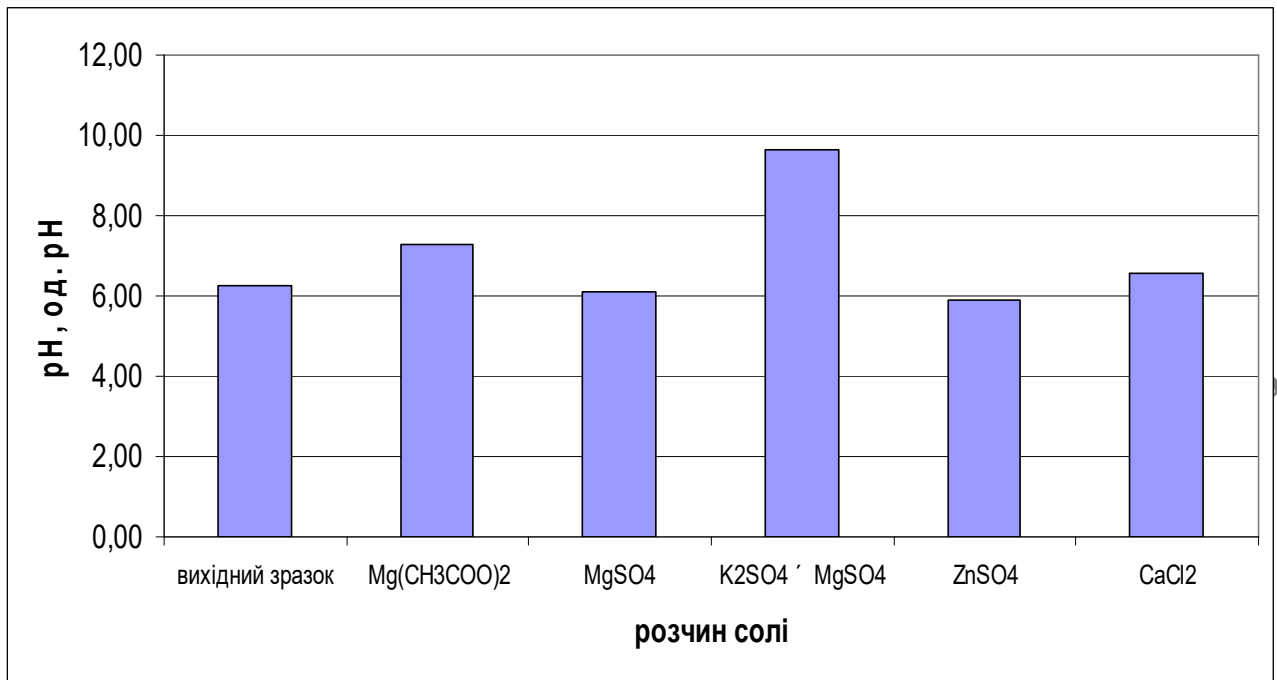
**Рис. 6.6** Ділянка в районі розташування ГЗУ-6, ГЗУ-7 Бугруватівського родовища ЦВНГ-1 НГВУ «Охтирканафтогаз»

На рисунку 6.7 наведено зміну значень водневого показника рН в залежності від розчину солі, яким обробляли ґрунт.

Як видно з результатів досліджень проби ґрунту оброблені сульфатом магнію та сульфатом цинку, а також вихідний зразок мали слабо кислу реакцію. Слаболужним було середовище при обробленні ґрунту калімагнезією, при цьому показник рН виходив за межі нормативного інтервалу ГДК, який становить 5,5 – 8,2.

Результати досліджень ефективності знесолення ґрунтів від використання різних солей

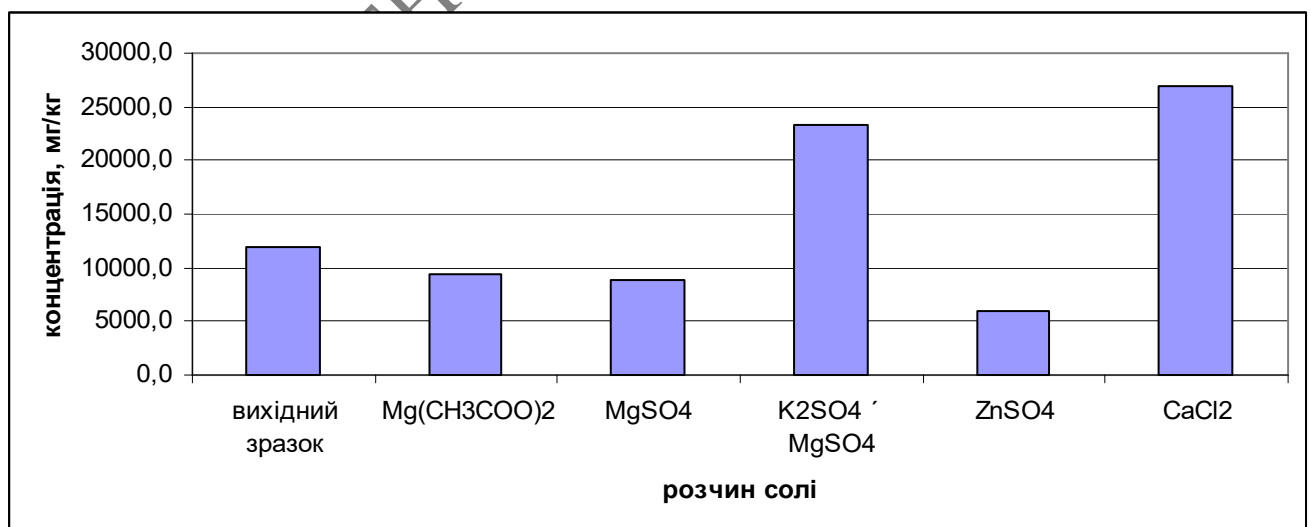
Розчин солі		рН водної витяжки, од. рН	вміст карбонатів, МГ/КГ	вміст бікарбонатів, МГ/КГ	вміст хлоридів, МГ/КГ	вміст кальцію, МГ/КГ	вміст магнію, МГ/КГ	вміст сульфатів, МГ/КГ	вміст натрію, МГ/КГ	вміст калію, МГ/КГ	щільний залишок, %	токсичні солі, МГ/КГ
0	Вихідна проба	6,24	н/в	61,0	11880,1	985,0	155,6	33,8	7669,2	130,0	2,48	19704,8
1	Mg(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub>	7,30	н/в	25894,5	9469,6	1775,0	5935,3	11,7	5587,5	115,0	6,26	41493,9
2	MgSO <sub>4</sub>	6,12	н/в	274,5	8780,9	1415,0	3257,4	868,0	4410,0	119,0	4,00	16448,3
3	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> × MgSO <sub>4</sub>	9,63	105,0	427,0	23243,6	940,0	1159,0	194,1	6197,5	9600,0	5,24	30600,1
4	ZnSO <sub>4</sub>	5,90	н/в	106,8	6026,1	40,0	2696,2	864,9	3010,0	70,0	2,94	12585,3
5	CaCl <sub>2</sub>	6,57	н/в	91,5	26859,3	9980,0	280,6	236,5	6902,5	127,5	5,29	34042,4



**Рис. 6.7** Порівняння значень водневого показника рН після оброблення розчинами солей

При обробленні ґрунту хлоридом кальцію і ацетатом магнію середовище було нейтральним. В цілому оброблення ґрунту розчинами солей до суттєвих змін водневого показника не призводить.

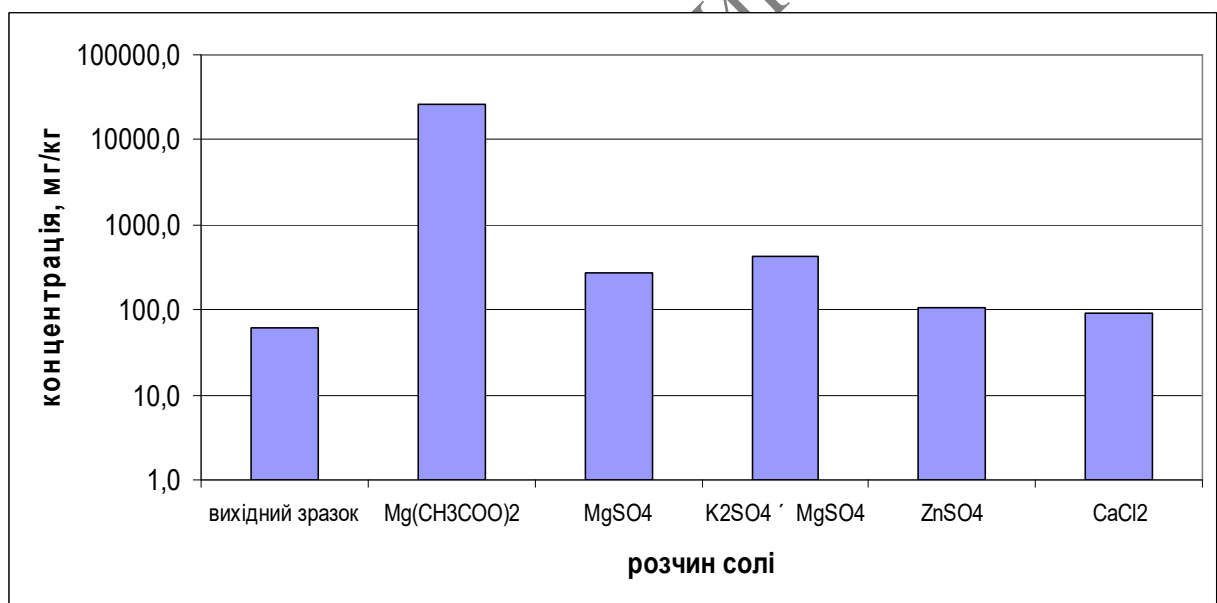
На рисунку 6.8 приведено динаміку залишкового вмісту хлорид іону після оброблення розчинами солей.



**Рис. 6.8.** Порівняння залишкового вмісту хлоридів після оброблення розчинами солей

Як видно з рисунка 6.8 найбільш ефективним для пониження вмісту хлоридів у ґрунті є сульфати цинку та магнію. Слід зазначити, що ці ж солі також були найкращими для витіснення іону натрію. Сульфат цинку дозволяє знизити вміст хлоридів на 49,3 %, а сульфат магнію – на 26,1 %. Калімагnezія спричиняє до зростання вмісту хлоридів, очевидно внаслідок наявності у самому складі добрива солей хлороводневої кислоти. Логічним є також зростання вмісту хлоридів під час оброблення ґрунтів хлоридом кальцію. Оброблення ґрунтів калімагnezією призводить до зростання вмісту хлоридів на 95,7 %, а хлоридом кальцію на 126,1 %. Ацетат магнію дозволяє знизити вміст хлоридів у засолених ґрунтах на 20,3 %.

На рисунку 6.9 наведено результати визначення залишкового вмісту гідрокарбонатів після їх оброблення приготованими розчинами.

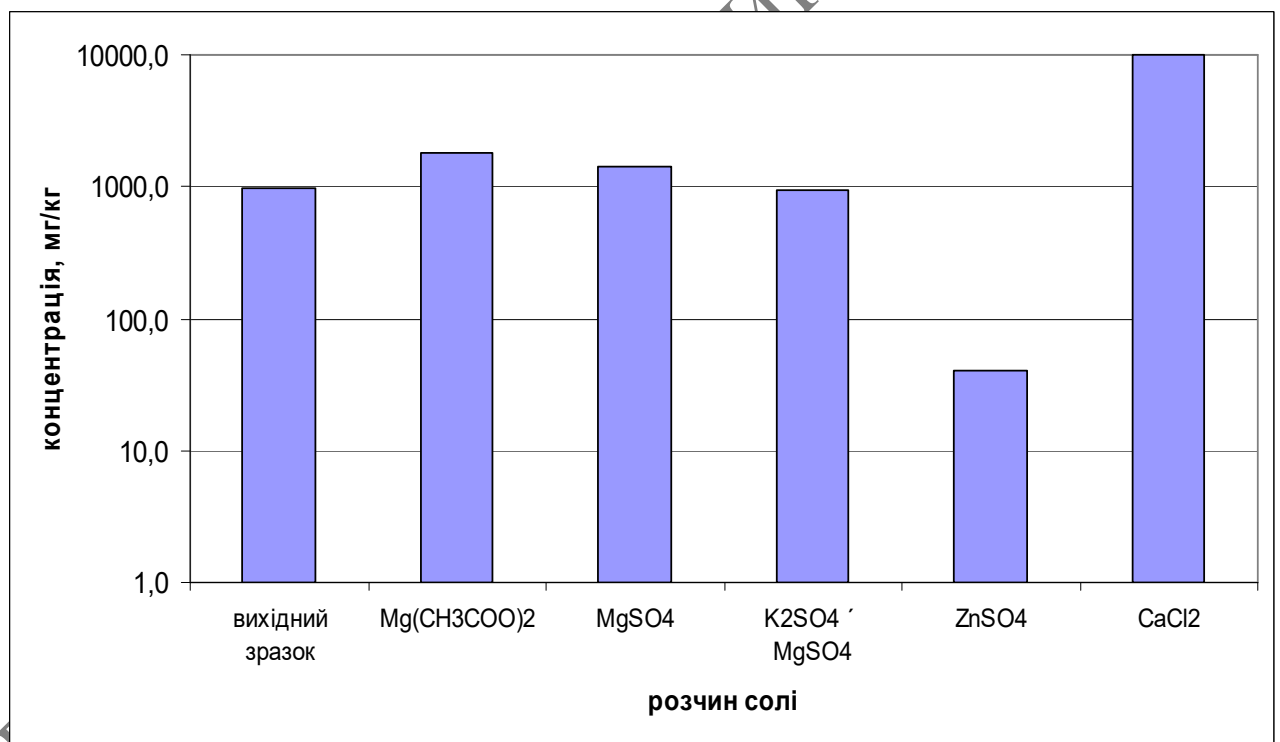


**Рис. 6.9.** Порівняння залишкового вмісту гідрокарбонатів після оброблення розчинами солей

З рисунку 6.9 видно, що найбільш суттєве зростання концентрації водорозчинних гідрокарбонатів відбувається під час оброблення ґрунту ацетатом магнію (від 61,0 мг/кг у вихідному зразку до 25894,5 мг/кг у обробленому), такий процес може відбуватися в результаті реакції розкладу солі. В результаті взаємодії

інших сольових розчинів із засоленими ґрунтами у всіх випадках відбувається зростання концентрації гідрокарбонат-іону. Зокрема, у випадку оброблення ґрунту сульфатом магнію відбувається зростання концентрації гідрокарбонатів від 61,0 мг/кг у вихідному зразку до 274,5 мг/кг у обробленому, у випадку використання калімагнезії вміст токсичних солей зростає до 427,0 мг/кг, сульфат цинку та хлорид кальцію спричиняють до підвищення вмісту гідрокарбонатів – до 106,7 мг/кг та 91,5 мг/кг відповідно.

На рисунку 6.10 представлені результати визначення залишкового вмісту кальцію після оброблення ґрунтів розчинами солей. Як видно з результатів досліджень, суттєве зростання вмісту кальцій-іону закономірно відбувається при обробленні ґрунту хлоридом кальцію, концентрація катіону кальцію при цьому зростає у 10,13 разів.



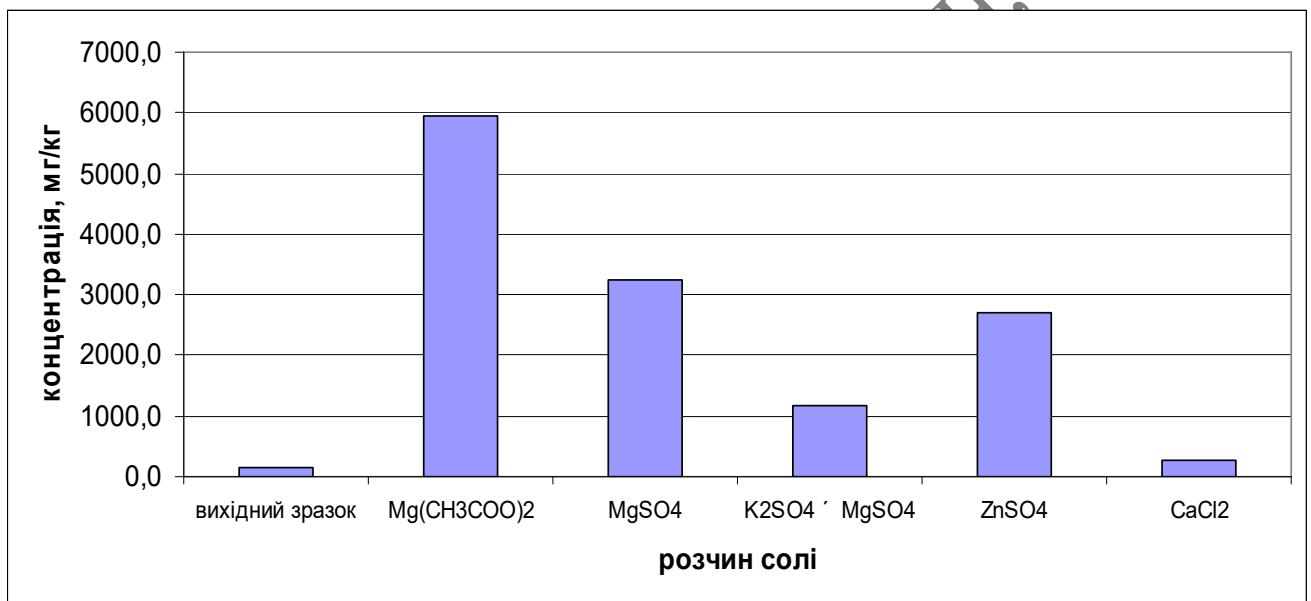
**Рис. 6.10.** Порівняння залишкового вмісту кальцію після оброблення розчинами солей

Щодо оброблення іншими солями, то в цьому випадку нами отримано такі результати:



- взаємодія ацетату магнію та засоленого ґрунту призводить до зростання концентрації кальцій-іону на 80 %;
- оброблення засолених ґрунтів сульфатом магнію спричиняє до підвищення концентрацій кальцій іону на 43 %;
- взаємодія калімагнезії та засоленого ґрунту не призводить до суттєвих змін концентрації катіону кальцію;
- сульфат цинку знижує вміст кальцій-іону у засоленому ґрунті на 95 %;

На рисунку 6.11 наведено результати визначення залишкового вмісту магнію після оброблення засоленого ґрунту.



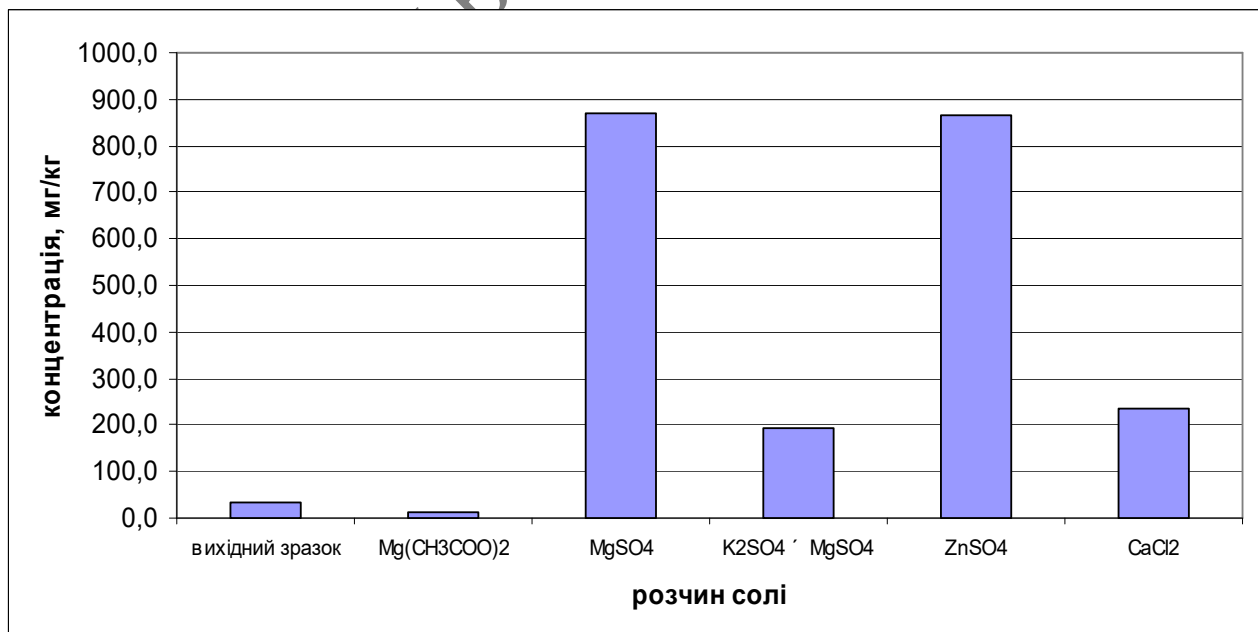
**Рис. 6.11.** Порівняння залишкового вмісту магнію після оброблення розчинами солей

З результатів досліджень видно, що найбільше насичення засоленого ґрунту магнієм відбувається під час контактування засолених ґрунтів із сульфатом та ацетатом магнію (вміст магнію зростає у 38,14 та 21 разів відповідно). Крім того, вміст катіону магнію суттєво зростає внаслідок оброблення ґрунту сульфатом цинку (у 17,3 разів). Зростання вмісту катіону магнію після оброблення калімагнезією та хлоридом кальцію не таке суттєве і становить у 7,0 та 1,16 разів відповідно.

У роботі [217] вказується, що валовий вміст  $MgO$  в ґрунті зазвичай близький до вмісту  $CaO$  і обумовлений головним чином присутністю глинистих мінералів, особливо монтморилоніту, вермикуліту, хлориту. В крупній фракції магній міститься в уламках доломітів, олівіну, рогових обманках, піроксенах. При цьому, у роботі [218] зазначено, що близько 90-95 % магнію у ґрунті входить до складу різноманітних мінералів, в основному силікатів та алюмосилікатів, які важко розчиняються у воді. У зв'язку з цим, магній, що міститься у таких мінералах не може бути використаний рослинами. Виходячи з вищенаведеного, у нашому випадку, зростання концентрації водорозчинного катіону магнію у засоленому ґрунті під час оброблення розчинами солей можна пояснити обмінними реакціями, що сприяють переходу магній-іону із нерозчинних форм у розчинні.

При цьому слід зазначити, що магній входить до складу хлорофілу рослин, він також сприяє пересуванню фосфору у рослинах, активізує ферменти лимоннокислого циклу. Він відіграє важливу роль в обміні речовин та в енергетичних процесах активізуючи ряд ферментів [219].

На рисунку 6.12 наведено результати визначення залишкового вмісту сульфатів після оброблення засоленого ґрунту розчинами солей.



**Рис. 6.12.** Порівняння залишкового вмісту сульфатів після оброблення розчинами солей

Як видно із рисунка найбільше зростання вмісту сульфатів відбувається в результаті контактування ґрунту із сульфатами магнію та цинку внаслідок привнесення даного аніону безпосередньо у складі самих розчинів солей. Зокрема внаслідок дії розчинів сульфатів магнію і цинку концентрація сульфат аніону зростає у 25 разів. Оброблення засоленого ґрунту калімагнезією призводить до зростання вмісту сульфатів у 5,7 рази. Щодо розчину хлориду кальцію, то у разі його застосування для знесолення ґрунтів відбуваються обмінні реакції, які і призводять до підвищення концентрації сульфатів у сім разів. Оброблення ґрунту ацетатом магнію знижує концентрацію сульфатів на 65 %.

На рисунку 6.13 наведено результати визначення залишкового вмісту натрію у засоленних ґрунтах. У роботі [218] зазначено, що в засоленних ґрунтах

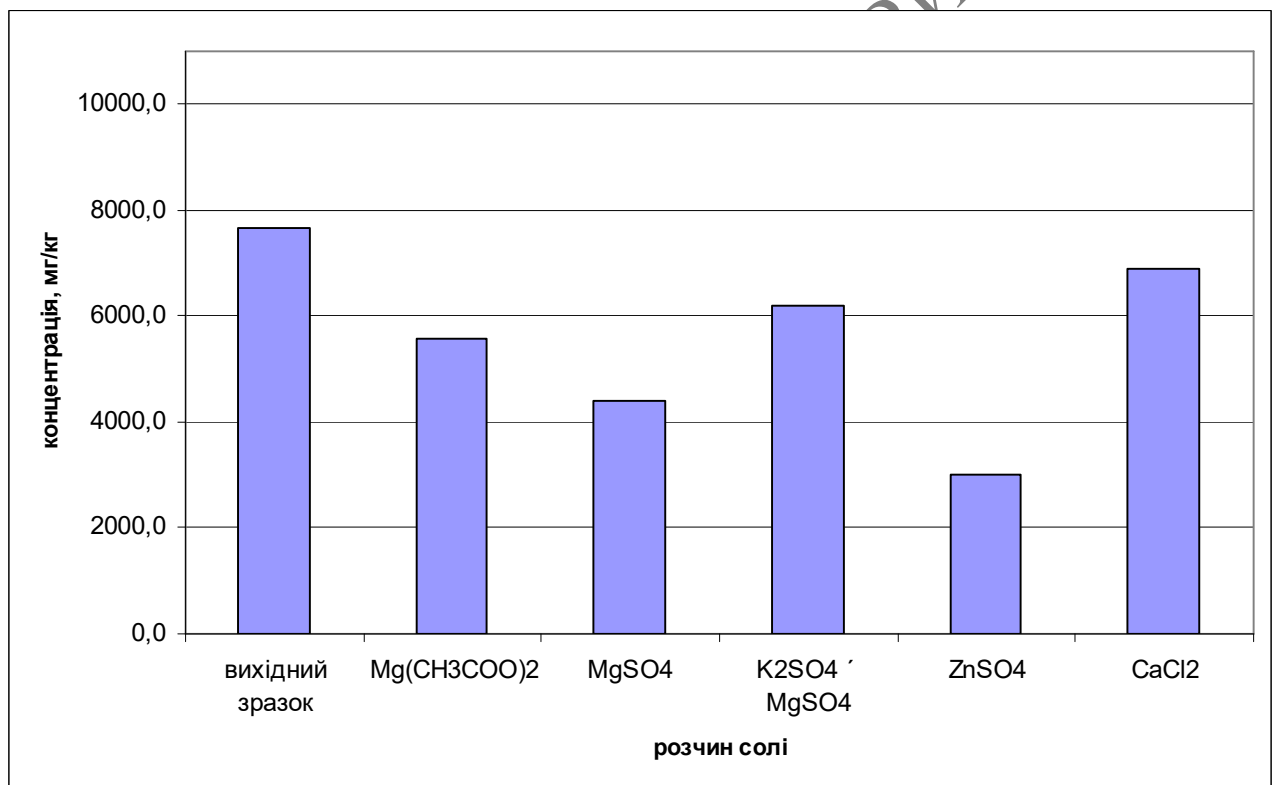


Рис. 6.13. Порівняння залишкового вмісту натрію після оброблення розчинами солей

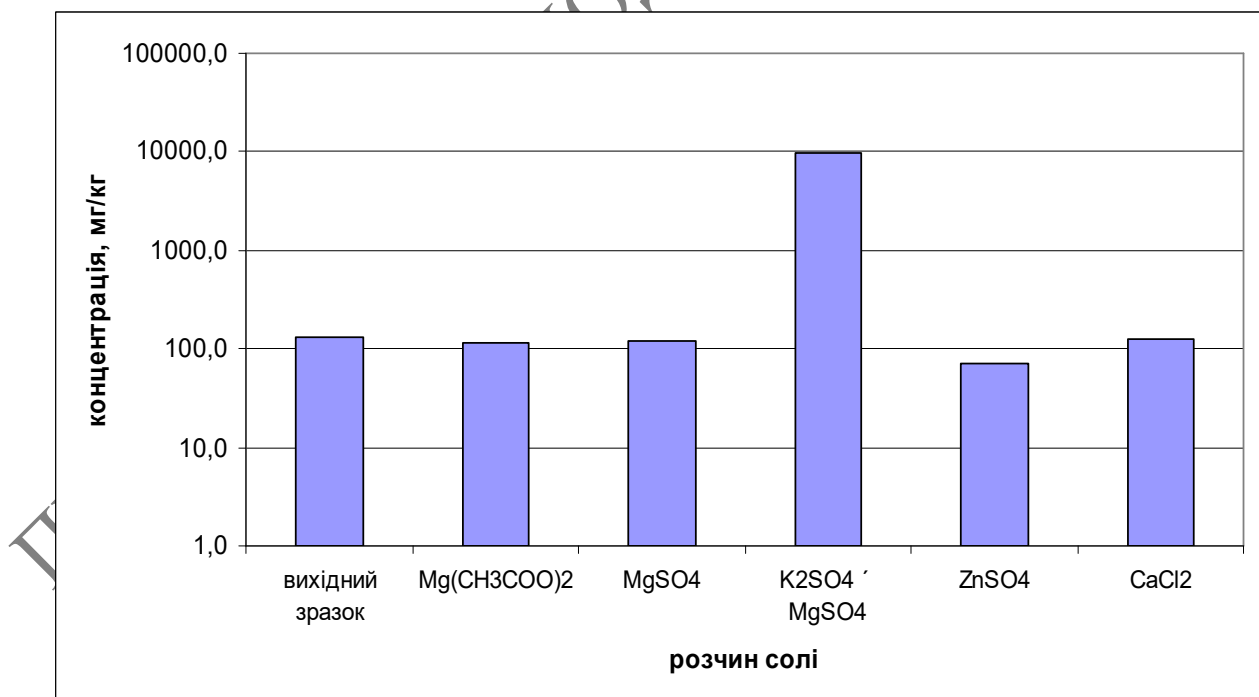
у значних кількостях натрій присутній у вигляді хлоридів або входить в поглинальний комплекс. Присутність натрію у підвищених кількостях у складі рухомих сполук обумовлює наявність в ґрунтах несприятливих фізичних і

хімічних властивостей. У зв'язку з цим пониження концентрації катіону натрію у ґрунті є дуже важливим завданням.

З результатів досліджень встановлено, що всі застосовані розчини солей сприяють витісненню катіону натрію із ґрунту. При цьому найбільш ефективними є розчини сульфату магнію і сульфату цинку. За умови застосування цих солей забезпечується зниження концентрації натрій-іону на 42 % та 61 % відповідно. Використання інших солей дозволяє зменшити вміст натрій іону таким чином:

- ацетат магнію – 27 %;
- калімагnezія – 19 %;
- хлорид кальцію – 10 %.

На рисунку 6.14 наведено результати досліджень залишкового вмісту калію. Слід звернути увагу, що у випадку засолення ґрунтів супутньо-пластовими водами вміст калію залишається низьким. Ймовірно, що це відбувається внаслідок витіснення калію катіоном натрію із ґрунту. При цьому слід зазначити, що калій є одним із основних поживних елементів для рослин.



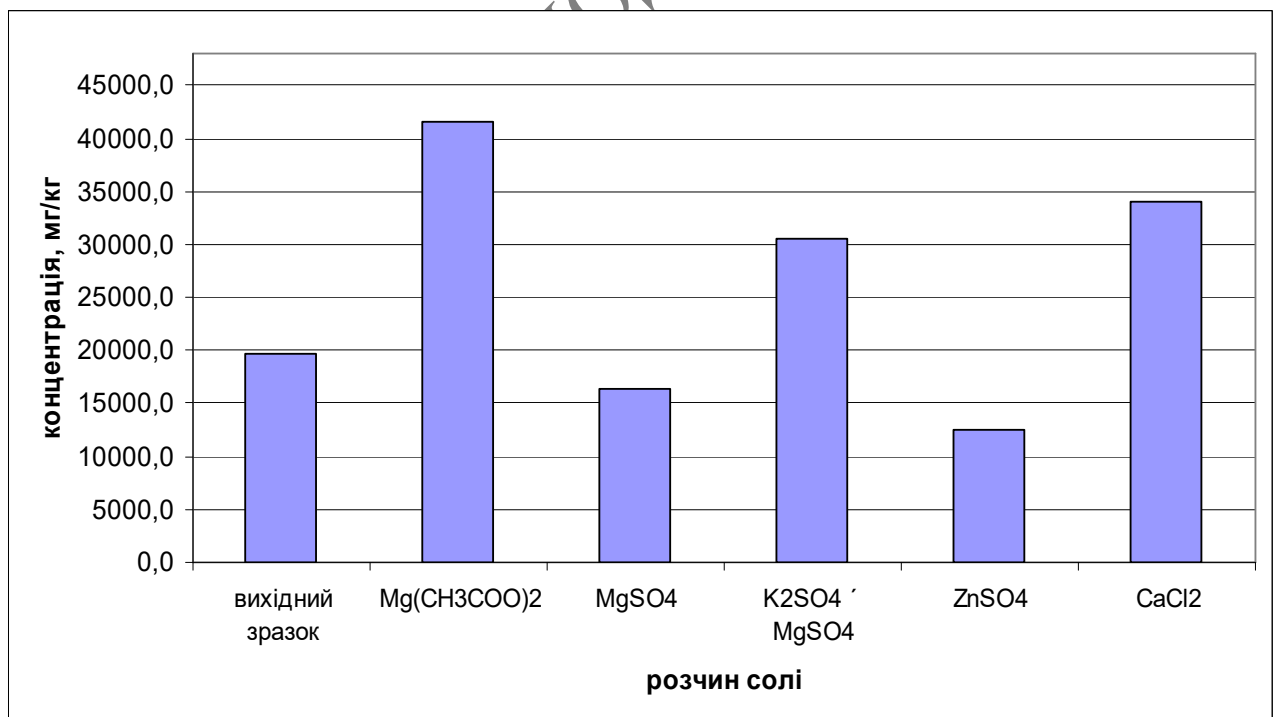
**Рис. 6.14.** Порівняння залишкового вмісту калію після оброблення розчинами солей

Як видно із результатів досліджень зростання вмісту калію зафіксовано тільки у випадку безпосереднього його привнесення разом із калімагнезією: концентрація цього іону різко зростає від 130 мг/кг - у вихідному зразку, до 9600 мг/кг – у обробленому ґрунті. У всіх інших випадках вміст калію залишається практично на рівні «вихідного» значення:

- ацетат магнію - 115,0 мг/кг;
- сульфат магнію – 119,0 мг/кг;
- сульфат цинку – 70,0 мг/кг;
- хлорид кальцію – 127,5 мг/кг.

На основі проведених досліджень можна зробити висновок, що у випадку знесолення ґрунтів з метою підвищення рівня поживних елементів є доцільним додавання у невеликих кількостях мінеральних добрив, що містять катіон калію.

На рисунку 6.15 наведено результати досліджень залишкового вмісту токсичних солей.



**Рис. 6.15.** Порівняння залишкового вмісту токсичних солей після оброблення розчинами

Зниження сумарного вмісту токсичних солей відбувається у випадку застосування сульфату цинку та сульфату магнію – на 36,13 % та 16,5 % відповідно. Слід зазначити, що при використанні сульфату цинку зростає концентрація щільного залишку на 18,7 %, сульфату магнію – на 61,1 %. При застосуванні інших розчинів вміст токсичних солей зростає наступним чином:

- при застосуванні ацетату магнію – на 110 %;
- при застосуванні калімагнезії – на 55,3 %;
- при застосуванні хлориду кальцію – на 113,4 %.

Концентрація щільного залишку при цьому також зростає:

- при обробленні ґрунту ацетатом магнію на 152 %;
- при обробленні ґрунту калімагнезією на 111 %;
- при обробленні ґрунту хлоридом кальцію на 72,8 %.

Таким чином, найбільш оптимальними є застосування сульфату цинку та сульфату магнію, проте, з точки зору токсичності цих солей, а також їх вартості доцільніше використання сульфату магнію.

На наступному етапі нами проведено дослідження із встановлення оптимальної концентрації сульфату магнію для оброблення засолених ґрунтів. Для цього готували розчини сульфату магнію з концентрацією солі 0,05 моль/дм<sup>3</sup>, 0,1 моль/дм<sup>3</sup>, 0,3 моль/дм<sup>3</sup>, 0,5 моль/дм<sup>3</sup>. Зразки ґрунту масою 60 г поміщали у конічні колби, заливали розчинами солі і перемішували протягом 30 хв. Після цього рідку фазу відфільтровували та визначали залишковий вміст водорозчинних іонів у ґрунті. Результати досліджень наведено у таблиці 6.3.

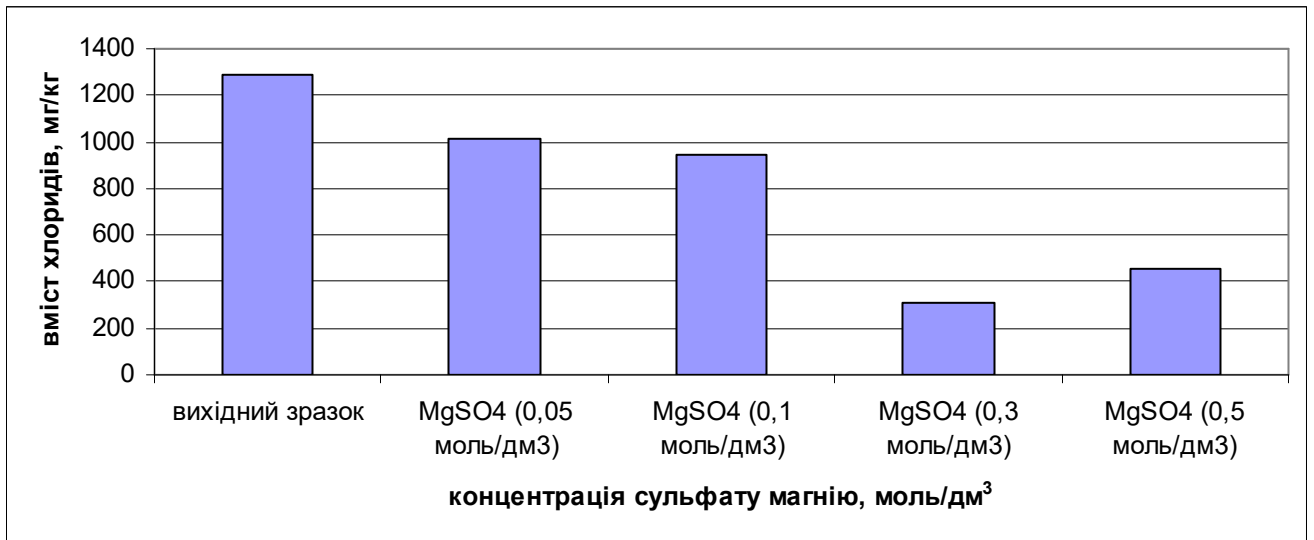
На рисунку 6.16 наведено динаміку зміни вмісту хлоридів в залежності від концентрації сульфату магнію.

Як видно з рисунка 6.16 із зростанням концентрації сульфату магнію вміст хлоридів знижується до концентрації 0,3 моль/дм<sup>3</sup>, подальше підвищення концентрації сульфату магнію до пониження концентрації хлоридів не призводить.

Таблиця 6.3

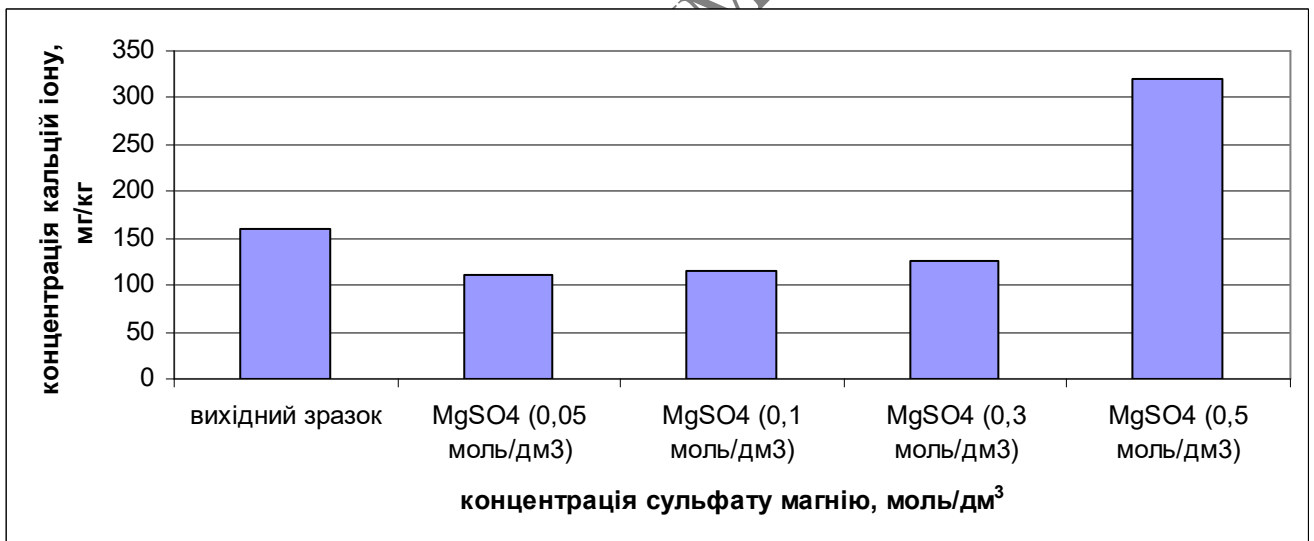
Результати досліджень з визначення оптимальних концентрацій сульфату магнію

Номер проби/концентрація солі		рН водної витяжки, ГДК = 5,5-8,2 од. рН	Вміст карбонатів, МГ/КГ	Вміст бікарбонатів, МГ/КГ	Вміст хлоридів, МГ/КГ	Вміст кальцію, МГ/КГ	Вміст магнію, МГ/КГ	Вміст сульфатів, ГДК = 160 МГ/КГ	Вміст натрію, МГ/КГ	Вміст калію, МГ/КГ	Щільний залишок, %	Токсичні солі, ГДК = 2500 МГ/КГ
1	—	9,25	н/в	183,0	1291,3	160,0	12,2	6,3	865,0	13,2	0,32	2168,5
2	MgSO <sub>4</sub> (0,05 моль/дм <sup>3</sup> )	9,30	н/в	152,5	1015,8	110,0	67,1	102,7	558,0	11,1	0,27	1640,9
3	MgSO <sub>4</sub> (0,1 моль/дм <sup>3</sup> )	9,31	н/в	244,0	947,0	115,0	103,7	179,3	563,0	10,4	0,25	1709,4
4	MgSO <sub>4</sub> (0,3 моль/дм <sup>3</sup> )	9,28	н/в	244,0	309,9	125,0	115,9	367,6	161,9	6,0	0,17	847,8
5	MgSO <sub>4</sub> (0,5 моль/дм <sup>3</sup> )	9,21	н/в	274,5	456,3	320,0	256,2	786,9	313,8	11,4	0,53	1262,3



**Рис. 6.16.** Зміна вмісту хлорид-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

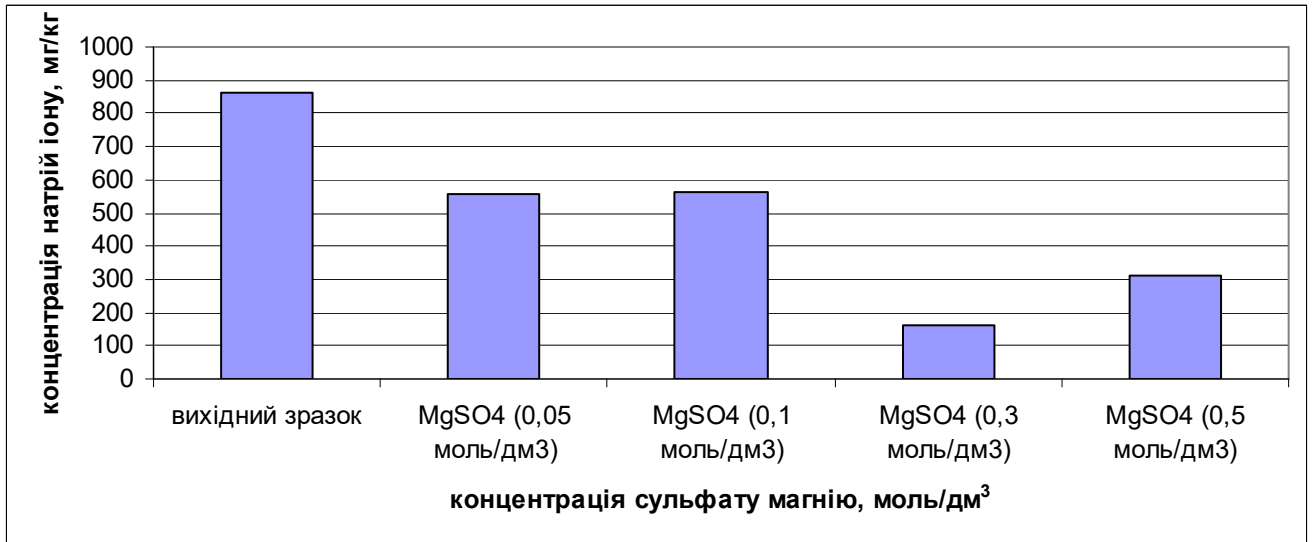
На рисунку 6.17 наведено залежність зміни вмісту іону кальцію від концентрації сульфату магнію.



**Рис. 6.17.** Зміна вмісту кальцій-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

З рисунку 6.17 видно, що оброблення ґрунту сульфатом магнію практично не впливає на концентрацію кальцій іону, при цьому необхідно зазначити, що аналогічний результат нами отриманий під час визначення впливу розчинів солей (рисунок 6.10).

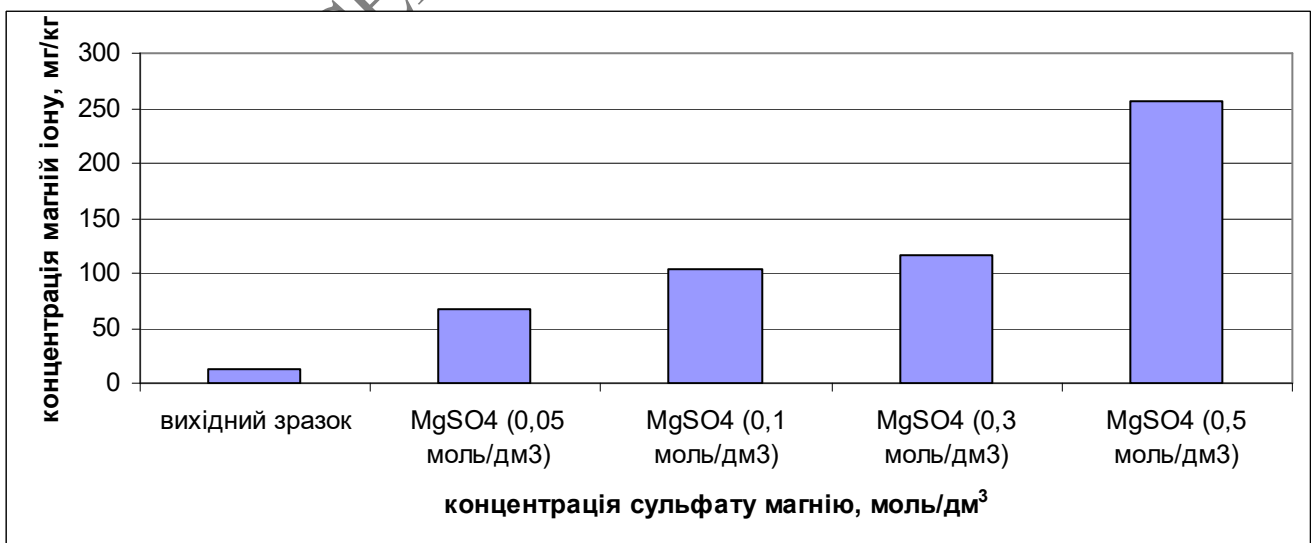




**Рис. 6.18.** Зміна вмісту натрій-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

З рисунка 6.18 видно, що оброблення ґрунту розчином сульфату магнію у концентрації 0,3 моль/дм<sup>3</sup> призводить до пониження вмісту натрій іону на 81 %. Подальше підвищення концентрації сульфату магнію на вміст натрій іону у ґрунті не впливає.

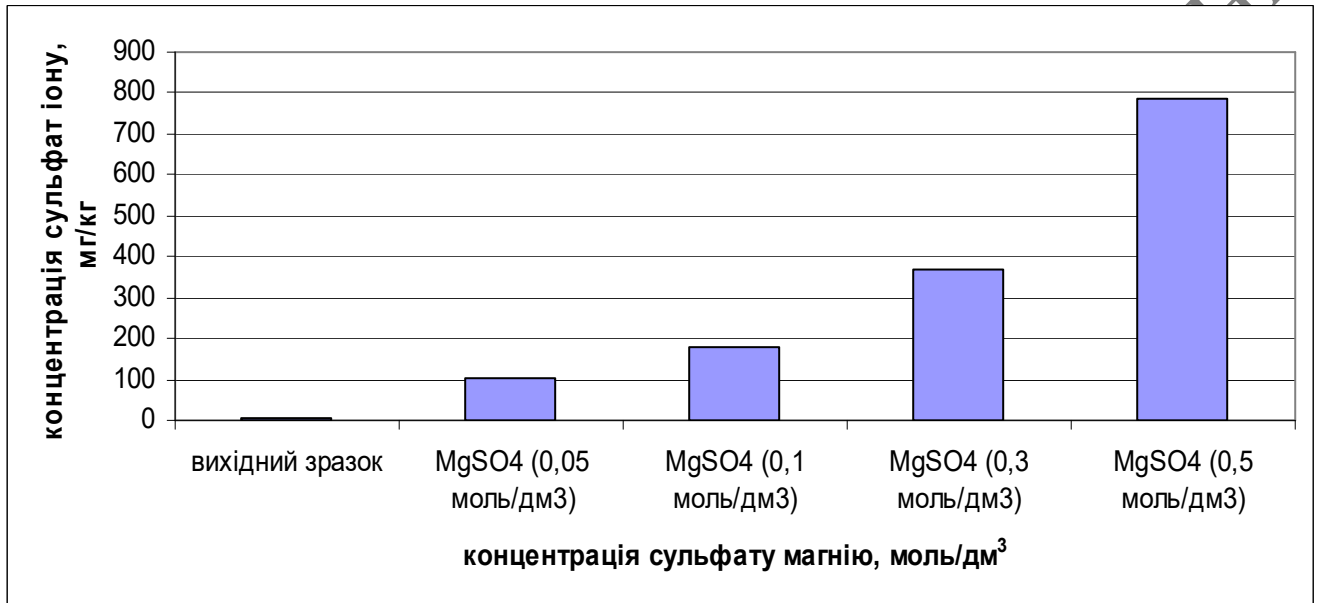
На рисунку 6.19 наведено залежність вмісту магній іону від концентрації розчину сульфату магнію.



**Рис. 6.19.** Зміна вмісту магній-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

З рисунка 6.19 видно, що із зростанням концентрації розчину, яким оброблявся ґрунт закономірно зростає і вміст магній-іону. Зокрема при концентрації розчину сульфату магнію  $0,3 \text{ моль/дм}^3$ , концентрація магнію у ґрунті зростає від  $12,2 \text{ мг/кг}$  до  $115,9 \text{ мг/кг}$ .

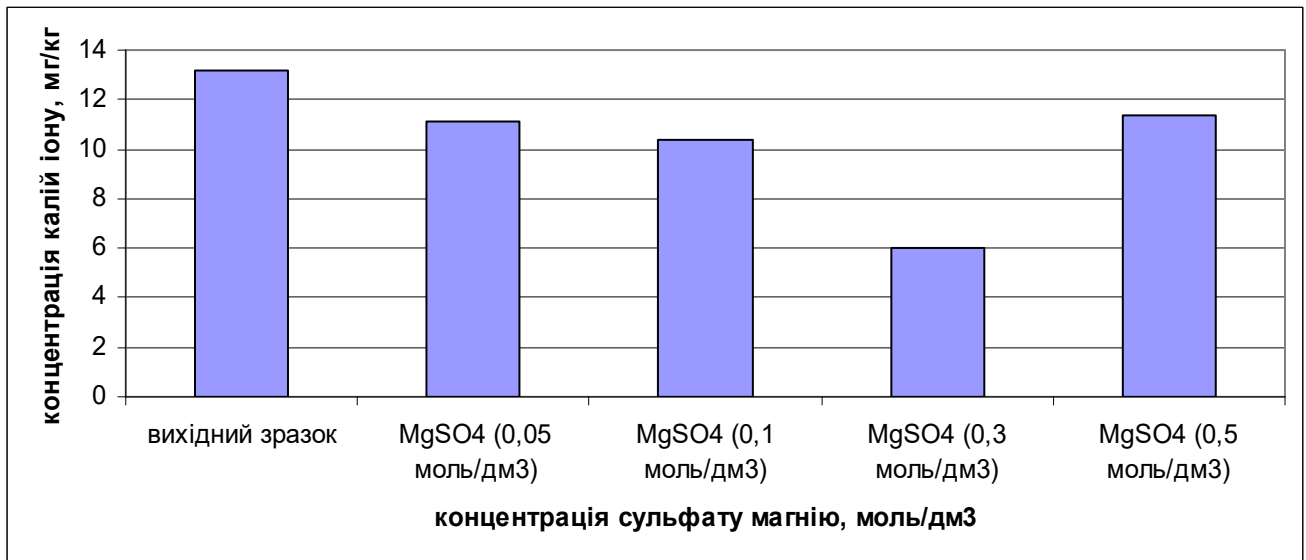
На рисунку 6.20 наведено залежність вмісту сульфат-іону від концентрації сульфату магнію.



**Рис. 6.20.** Зміна вмісту сульфат-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

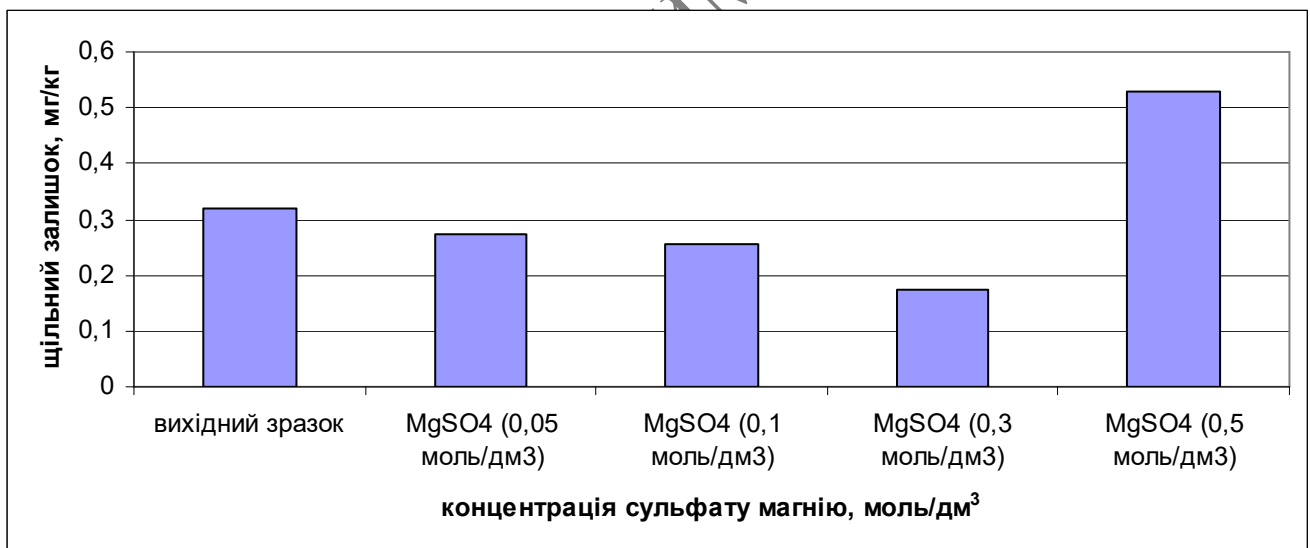
Як видно з рисунка 6.20 вміст сульфат іону зростає із підвищенням концентрації розчину сульфату магнію, що є закономірним наслідком привнесення сульфат-іону власне самим розчином, як і у випадку з магній-іоном.

На рисунку 6.21 наведено залежність вмісту калій-іону в залежності від концентрації сульфату магнію. З рисунка видно, що вміст калій іону в ґрунті є невисоким. Оброблення ґрунту сульфатом магнію призводить до не суттєвого зменшення вмісту калій іону.



**Рис. 6.21.** Зміна вмісту калій-іону в залежності від концентрації сульфату магнію

На рисунку 6.22 представлена залежність вмісту щільного залишку від концентрації сульфату магнію.

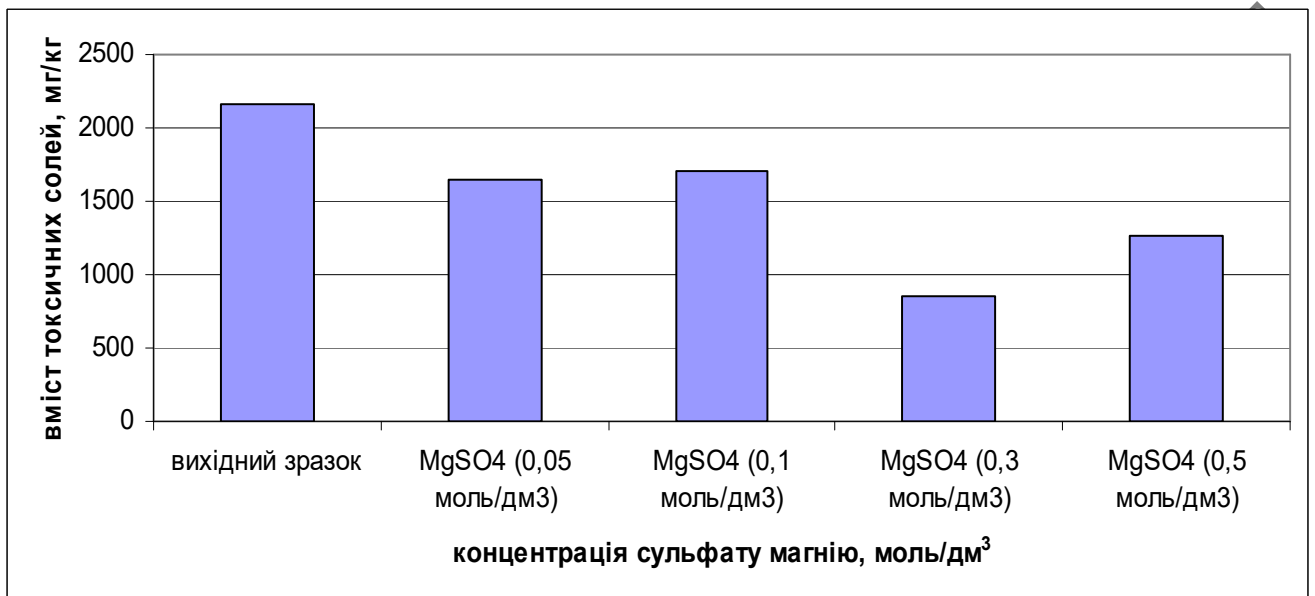


**Рис. 6.22** Зміна вмісту щільного залишку в залежності від концентрації сульфату магнію

Як видно з рисунка 6.22 пониження вмісту щільного залишку відбувається із зростанням концентрації сульфату магнію до 0,3 моль/дм<sup>3</sup>, подальше

збільшення концентрації сульфату магнію у розчині до пониження вмісту щільного залишку не призводить.

На рисунку 6.23 наведено залежність вмісту токсичних солей у ґрунті від концентрації магній сульфату.



**Рис. 6.23.** Зміна вмісту токсичних солей в залежності від концентрації сульфату магнію

Як видно з рисунка для пониження вмісту токсичних солей найбільш ефективним було оброблення ґрунтів розчином сульфату магнію з концентрацією 0,3 моль/дм<sup>3</sup>.

Таким чином, в результаті проведених досліджень встановлено, що оброблення засолених ґрунтів розчином сульфату магнію концентрацією 0,3 моль/дм<sup>3</sup> сприяє зниженню вмісту хлоридів, натрію, кальцію; при цьому зростає вміст магнію та сульфатів, проте загальний вміст токсичних солей і щільного залишку в ґрунті зменшується на 60,9 % та 45,6 % відповідно. Отже, оброблення засолених ґрунтів розчином сульфату магнію сприяє їх знесоленню і може бути використане під час виконання робіт з рекультивації.

## 6.2 Розроблення технології відновлення засолених ґрунтів

Відомі способи відновлення засолених пластовими водами ґрунтів описано в роботах [220, 221].

В основу способу відновлення забруднених пластовими водами ґрунтів [220] покладено використання біотехнологічного препарату з вжиттям агротехнічних заходів і допоміжних речовин, розрихлювачів, природних сорбентів, добрив. Відновленню підлягають засолені ґрунти із вмістом хлоридів до 8 г/кг. В якості біопрепарату використовують біоактиватор – Азотофіт. Витрати Азотфіту – 0,5 – 2,0 дм<sup>3</sup>, цеоліту – 2,0 – 4,0 т на 1 га поверхні, яка підлягає обробленню. У випадку перевищення концентрацій хлоридів більше 8,0 г/кг, попередньо розбавляють ґрунт річковим піском, торфом або землею до концентрації 8,0 г/кг. Біопрепарат Азотфіт створений на основі культури вільно існуючого ґрунтового мікроорганізму *Azotobacter chroococcum*. Бактерії, що входять до складу препарату можуть фіксувати атмосферний азот і тим самим стимулювати ріст рослин. Зазначені бактерії є добре сумісним з аборигенною мікрофлорою і достатньо галотолерантним. Запропонована технологія дозволяє запобігти повторному засоленню рослин та відновити засолені ґрунти вже у перший рік використання.

У способі відновлення (біоремедіації) ґрунтів [221], передбачено використання комплексу біотехнологічних препаратів та допоміжних речовин і заходів меліоруючих і розпушувальних компонентів, біогенних добавок, комплексу агротехнічних заходів. Відновлення проводять на засолених ґрунтах з вмістом хлоридів до 5,0 г/кг ґрунту, з використанням мікробних екзополісахаридів «Енпосам» або «Ксампан», як детоксикантів шкідливої дії солей, біоактиватора росту рослин «Азотофіт», біологічного засобу захисту рослин «Фітоспорин» Витрати препаратів на 1га поверхні, яка оброблюється, становлять «Енпосам» або «Ксампан» – 0,5 – 5,0 м<sup>3</sup>, «Фітоспорин» - 0,5 – 2,0 дм<sup>3</sup>, «Азотофіт» - 0,5 – 2,0 дм<sup>3</sup>. Для застосування способу розроблено дві схеми: перша - для ґрунтів з вмістом хлоридів від 0,1 до 2,5 мг/кг ґрунту; друга - для ґрунтів з

вмістом хлоридів від 2,5 до 5,0 мг/кг ґрунту, які відрізняються обсягом дозування реагентів і препаратів.

При цьому слід зазначити, що низький діапазон концентрацій солей у ґрунті, а також непряма дія запропонованих препаратів на токсичні речовини – зокрема солі іону натрію, значно обмежують використання обох описаних способів.

У випадку виникнення аварійних розливів супутньо-пластових вод на ґрунт нами пропонується виконання наступних робіт для мінімізації шкідливого впливу та ліквідації забруднення:

- збір та відкачування розлитих супутньо-пластових вод із ділянки;
- встановлення меж засоленої ділянки за результатом зовнішнього візуального огляду (ознаки засолення ґрунту – білий колір ґрунтів, пригнічення рослинного покриву);
- промивання засоленої ділянки прісною водою. Норма води для промивання складає 0,5 – 1,0 тис м<sup>3</sup>/га. Відведення води відбувається через систему дренажу у траншеї.
- промивання засоленої ділянки розчином сульфату магнію концентрації 0,3 моль/дм<sup>3</sup>, при нормі витрати 0,1 тис м<sup>3</sup>/га.
- встановлення контрольних точок із розрахунку 10 – 25 точок/га і відбирання проб для визначення фізико-механічних, хімічних і біологічних характеристик ґрунтів.
- внесення калійних та інших добрив на ділянку за необхідності;

Для відновлення рН водної витяжки проводять гіпсування (якщо рН > 8,2) або вапнування (якщо рН < 5,5).

Після визначення дози меліоранту проводять його внесення згідно з розрахованою нормою і проводять оранку земельної ділянки на глибину 30 – 40 см.

Навесні проводять відбирання контрольних та фонових проб ґрунту – за результатами виконаних аналізів меліорант може вноситися на ділянку повторно.

Після цього земельну ділянку розрихлюють на глибину 20 – 25 см і на засолені ділянки одночасно вносять:

- торф;
- фосфорні добрива (доза підбирається за результатами аналізів проб ґрунту);
- азотні добрива (доза підбирається за результатами аналізів проб ґрунту);
- біоактиватори, біосорбенти, тощо – згідно рекомендацій виробника.

Реагенти заорюють на глибину 20 – 25 см.

Норми внесення препаратів можуть коригуватися в залежності від типу та марки біоактиватора чи біосорбента, рекомендацій виробника, а також результатів лабораторних модельних досліджень, якщо такі проводилися.

Через три тижні після внесення добрив проводять відбирання проб з контрольних точок і проводять їх аналіз.

Через три тижні після внесення реагентів, за сприятливих погодних умов, земельну ділянку засівають рослинами-галофітами. Найбільш придатними рослинами для засівання на засолених ґрунтах є буркун білий, просо, суданська трава, люцерна, вівсяниця лучна, стоколос безостий, ячмінь.

У жовтні вегетативну масу рослин скошують і прибирають з ділянки.

Після відбирання проб із контрольних точок та фонові проби проводять їх аналіз. Виходячи із одержаних результатів досліджень в залежності від ступеня забруднення ґрунту, згідно з розрахованими нормами в нього вносять гіпс (або вапно), тирсу (солому), органічні добрива, а при позитивних результатах досліджень ґрунту – переорюють ділянку без внесення реагентів і залишають до весни.

Таким чином, нами розроблена технологія знесолення ґрунтів забруднених пластовими водами, із використанням розчину сульфату магнію, що дає змогу ефективно знизити вміст токсичних солей в ґрунті [223]. Запропонована технологія розсолення ґрунтів впроваджена в ПАТ «Укрнафта» стандартом СОУ 90.0-00135390-128:2012 "Охорона довкілля. Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами" (наказ про впровадження стандарту №

68 від 28.02.2012 року) і застосовується на практиці під час проведення рекультиваційних робіт.

### 6.3 Ліквідація засоленості техногенних мероміктичних водойм

Пониження мінералізації води техногенних високомінералізованих водойм до безпечних концентрацій пропонується проводити шляхом відкачування мінералізованої води з дна водойми з подальшою її утилізацією. Утилізація вод проводиться шляхом закачування до систем підтримки пластового тиску Рибальського родовища.

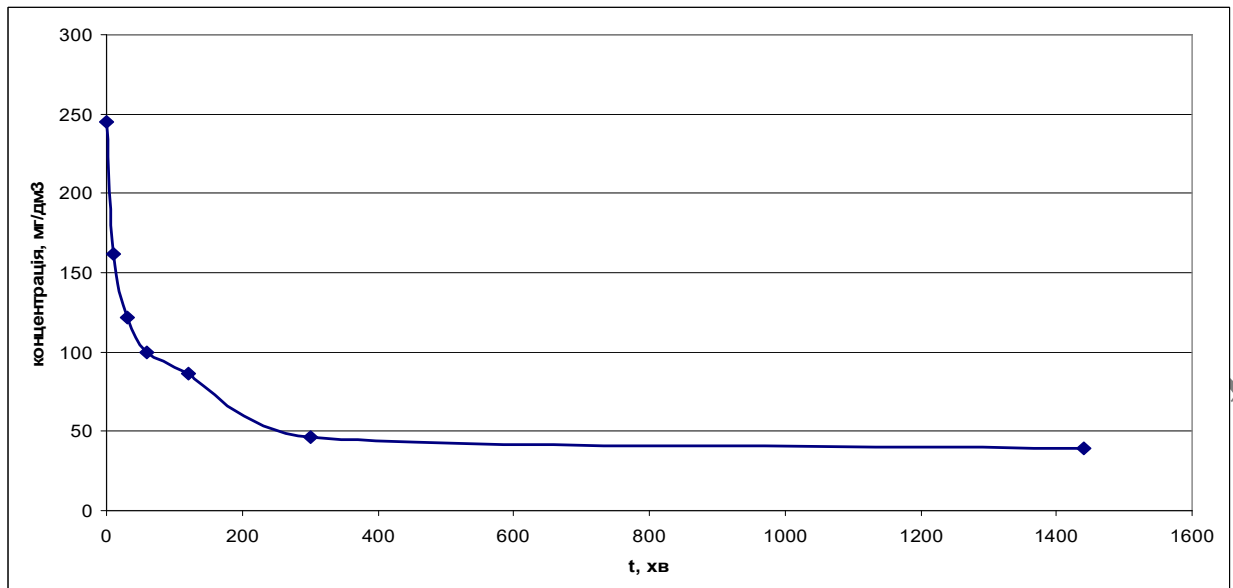
За результатами аналітичних досліджень нами встановлено, що донні проби води кратера свердловини 5 містять мехдомішки концентрацією  $245 \text{ мг/дм}^3$ , при цьому нормативне значення, яке ставиться до води за вищезазначеним показником становить  $50 \text{ мг/дм}^3$ . Слід зазначити, що у пробі води одразу ж після відбору в результаті відстоювання відділялась значна частина механічних домішок. Тому перед визначенням вмісту мехдомішок відповідно до методики проведення аналізу проби води збовтувались.

У зв'язку із невідповідністю показників якості вод вимогам СОУ 09.1-00135390-150:2013 «Вода для заводнення нафтових покладів. Технічні вимоги» [224] виникає необхідність у проведенні попередньої підготовки води кратера перед скиданням до системи підтримання пластового тиску.

Нами проведено дослідження ефективності очищення пластових вод шляхом відстоювання у лабораторних умовах. Для цього вода була переміщена для відстою у циліндр місткістю 0,5 л. Відбір проб відбувався через певні проміжки часу, а саме 0 хв, 20 хв, 60 хв, 1440 хв. Відбір проб проводили піпеткою із середнього шару води, оскільки у воді містились мехдомішки, як з більшою так і з меншою щільністю відносно щільності води.

Результати проведених досліджень наведені на рисунку 6.24.





**Рис. 6.24.** Залежність зниження концентрації завислих частинок від часу

Як видно з рисунка 6.24 в цілому відстоювання води є ефективним засобом очищення від завислих частинок і дозволяє знизити концентрацію останніх на 84 % від 245 мг/кг до 39 мг/кг може бути рекомендоване до застосування.

При цьому зазначаємо, що у роботі [225] вказується про те, що з води, яка закачується в пласт необхідно видалити частинки, розмір яких перевищує 1/3 розмірів пор пласта.

У роботі [226] надані орієнтовні можливості технологій видалення завислих речовин із води (таблиця 6.4).

Для інтенсифікації процесу видалення завислих частинок із кратера свердловини 5 рекомендуємо застосування гідроциклону, як простого у використанні ефективного і не дорогого засобу очищення вод.

Ще одним із критеріїв можливості закачування вод у продуктивні пласти є їх сумісність із пластовими водами. З метою встановлення сумісності пластових вод Рибальського родовища із високомінералізованими водами кратера свердловини 5 проводився розрахунок їх насиченості кальцитом та гіпсом відповідно до рекомендацій додатків Е та К СОУ 11.1-00135390-094:2011 [227]. Для проведення розрахунків було взято воду із свердловин 90, 93, 120, 198 Рибальського родовища у співвідношенні із водою кратера як 1:4.

Розміри зважених частинок, які видаляються за допомогою різних технологій

Технологія	Видаляються частинки розміром більше, ніж, мкм
Гравітаційна сепарація (відстоювання)	150
Гофрований пластинчатий відстійник	40
Флотація без застосування хімреагентів	25
Флотація із застосуванням хімічних реагентів	3-5
Гідроциклон	10-15
Коагуляція	5
Фільтрація	5
Центрифуга	2
Мембранний фільтр	0,01

Результати визначення фізико-хімічного складу пластових вод свердловини 90 наведено у таблиці 6.5.

Таблиця 6.5

Фізико-хімічний склад пластових вод свердловини 90 Рибальського родовища

Свердловина	Назва компоненту	Концентрація, мг/дм <sup>3</sup>	Концентрація, мг.екв/дм <sup>3</sup>	Молярність
90 Рибальці	Na <sup>+</sup>	48213,62	2097,156	0,09122
	Ca <sup>2+</sup>	32944,12	411	0,01025
	Mg <sup>2+</sup>	8900,977	183,11	0,00753
	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	-	0.0	0,00
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	207,4	3,4	0,00006
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	49,152	0,256	0,00000
	Cl <sup>-</sup>	93580,06	2639,776	0,07446

Іонна сила розчину становитиме:

$$I = 0,09122x1 + 0,01025x4 + 0,00753x4 + 0,00006x1 + 0,07446x1 = 0,118$$

Розрахуємо аналітичні  $m_{Ca^{2+}}$  та  $m_{HCO_3^-}$ .

$$m_{Ca^{2+}} = \lg(0,01025) = -1,99;$$

$$m_{HCO_3^-} = \lg(0,00006) = -4,25;$$

Коефіцієнт активності індивідуальних іонів визначаємо відповідно до графіків рисунків 1, 2 [227]:

$$\gamma_{Ca^{2+}} = 0,38;$$

$$\gamma_{HCO_3^-} = 0,75;$$

$$\gamma_{CO_3^{2-}} = 0,325.$$

$$\alpha_{H^+} = 10^{(-5,9)}$$

Для проведення розрахунків прологарифмуємо величини розрахункових коефіцієнтів активності:

$$\lg(\gamma_{Ca^{2+}}) = -0,42 ;$$

$$\lg(\gamma_{HCO_3^-}) = -0,125 ;$$

$$\lg(\gamma_{CO_3^{2-}}) = -0,49 ;$$

$$\lg(\alpha_{H^+}) = -5,9 ;$$

$$Ca^{2+} = -8,3 - (-0,42 - 0,49 + (-10,3 - 0,12 - 4,25 - (-5,9 - 0,49))) = 0,9;$$

Обчислимо розрахункову та аналітичну концентрації кальцію:

- аналітична:

$$C_{аналит} = 10^{(-1,99)} = 0,010$$

- розрахункова:

$$C_{розр} = 10^{(0,90)} = 7,927$$

Виходячи з того, що  $C_{розр} > C_{аналит}$  суміш вод буде недонасичена кальцієм по відношенню до карбонатів, тобто випадання карбонату кальцію в осад не відбудеться, відповідно – води сумісні.

Щодо насиченості суміші вод гіпсом, то у даному випадку отримаємо наступні результати:

Значення суми  $\sum [x_i]z$  становить:

$$\sum [x_i]z = 2097,56 + 2 \cdot 183,11 + 0,0024 + 3,4 + 0,256 + 2639,776 = 5106,552$$

За номограмою знаходимо добуток розчинності  $[Ca^{2+}]_1 \cdot [SO_4^{2-}]$ :

$$DP = 11200 \text{ (мг/екв)}^2$$

Розрахований дефіцит насичення суміші вод складатиме:

$$x_{CaSO_4} = 34 \cdot \sqrt{([Ca^{2+}] - [SO_4^{2-}])^2 + 4 \cdot [Ca^{2+}]_1 \cdot [SO_4^{2-}] - ([Ca^{2+}] - [SO_4^{2-}])} =$$

$$34 \cdot \sqrt{(411 - 0,256)^2 + 4 \cdot 11200} - (411 - 0,256) = 51,33$$

Виходячи з того, що отримане значення більше нуля можна зробити висновок про недонасиченість води гіпсом.

Результати визначення фізико-хімічного складу пластових вод свердловин 93, 120, 198 наведено у таблиці 6.6. Проведемо аналогічні розрахунки щодо сумісності вод кратера свердловини 5 із водами вищезазначених свердловин.

Для вод свердловини 93 Рибальського родовища розрахункова та аналітична концентрації кальцію становлять:

- аналітична:

$$C_{аналіт} = 10^{(-1,99)} = 0,011$$

- розрахункова:

$$C_{розн} = 10^{(0,90)} = 74,909$$

Для вод свердловини 120 Рибальського родовища ці величини становлять:

- аналітична:

$$C_{аналіт} = 10^{(-1,99)} = 0,011$$

- розрахункова:

$$C_{розн} = 10^{(0,90)} = 6,072$$

Для вод свердловини 198 Рибальського родовища концентрація кальцію:

- аналітична:

$$C_{аналіт} = 10^{(-1,99)} = 0,023$$

- розрахункова:

$$C_{розр} = 10^{(0,90)} = 2,661$$

Таблиця 6.6

Фізико-хімічний склад пластових вод свердловин 93, 120, 198 Рибальського родовища

Свердловина	Назва компоненту	Концентрація, мг/дм <sup>3</sup>	Концентрація, мг.екв/дм <sup>3</sup>	Молярність
93 Рибальці	Na <sup>+</sup>	51560,78	2242,748	0,09755
	Ca <sup>2+</sup>	36150,36	451	0,01125
	Mg <sup>2+</sup>	9873,955	203,126	0,00835
	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0	0	0,00000
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	178,12	2,92	0,00005
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	41,472	0,216	0,00000
	Cl <sup>-</sup>	99251,49	2799,76	0,07897
120 Рибальці	Na <sup>+</sup>	52058,46	2264,396	0,09850
	Ca <sup>2+</sup>	36150,36	451	0,01125
	Mg <sup>2+</sup>	10846,54	223,134	0,00918
	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0	0	0,00000
	HCO <sub>3</sub>	226,92	3,72	0,00006
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	43,008	0,224	0,00000
	Cl <sup>-</sup>	100669,5	2839,76	0,08010
198 Рибальці	Na <sup>+</sup>	2311,028	2311,028	0,10052
	Ca <sup>2+</sup>	931	931	0,02323
	Mg <sup>2+</sup>	223,134	223,134	0,00918
	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0,024	0,024	0,00000
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,2	4,2	0,00007
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,416	0,416	0,00000
	Cl <sup>-</sup>	3363,776	3363,776	0,09488

У всіх трьох розглянутих нами випадках  $C_{\text{розр}} > C_{\text{аналіт}}$ , це вказує на дефіцит кальцію по відношенню до карбонатів у суміші вод кратера свердловини 5 та перелічених свердловин. Таким чином, можна зробити висновок про сумісність вод кратера із всіма водами свердловин, які досліджувались.

Щодо насиченості суміші вод гіпсом, то для свердловин 93, 120, 198 отримаємо наступні результати:

Значення суми  $\sum [x_i]z$  становить:

- для свердловини 93 – 5451,68;
- для свердловини 120 – 5554,144;
- для свердловини 198 – 6125,272.

Відповідно, розрахований дефіцит насичення суміші вод складатиме:

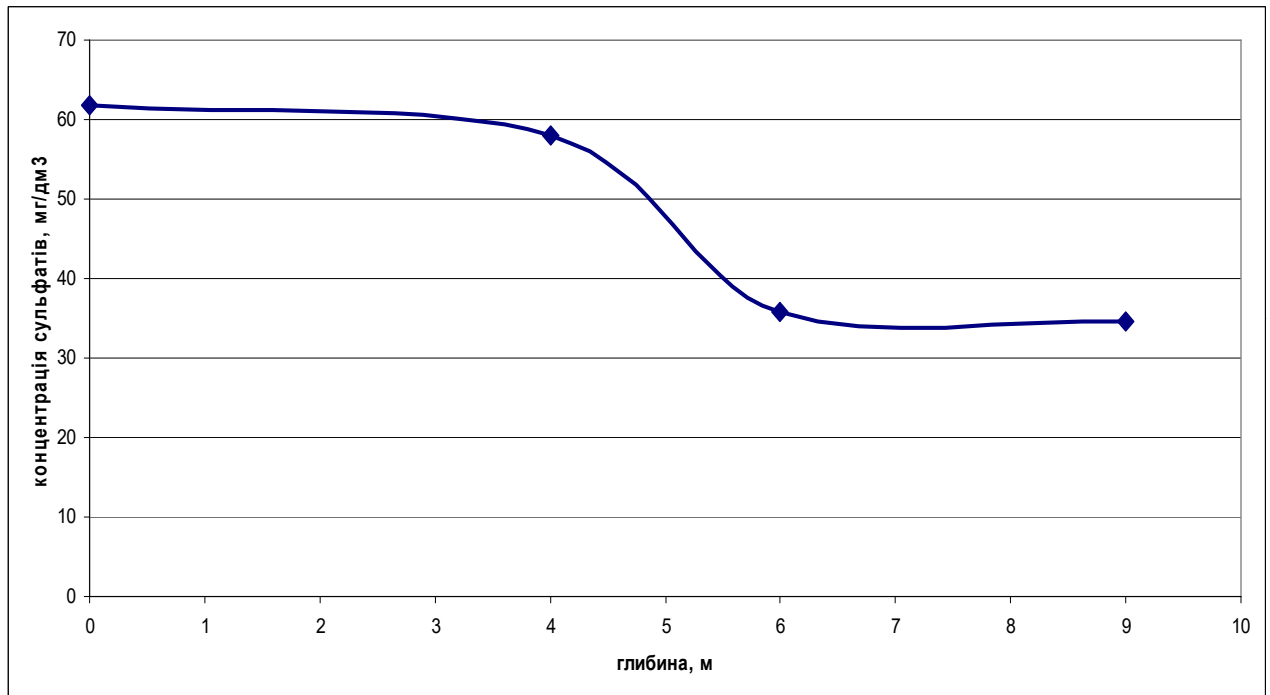
- для свердловини 93 – 5451,68;
- для свердловини 120 – 5554,144;
- для свердловини 198 – 6125,272.

Усі отримані значення більше 0, це дає підстави зробити висновок про недонасиченість суміші вод кальцієм.

Таким чином, виходячи із проведених розрахунків можна зробити висновок про сумісність вод кратера свердловини 5 та вод свердловин 90, 93, 120, 198 Рибальського родовища.

Вмісту заліза (III) у досліджуваних водах кратеру свердловини 5 Рибальського родовища не виявлено, тобто за даним критерієм вода відповідає вимогам до вод, що закачуються до підземних горизонтів.

Вченими [228-230] доведено, що нижні шари мероміктичних водойм насичені сірководнем. Це явище спричинене наявністю сульфатвідновлюючих бактерій, при цьому результатом їх діяльності, є пониження концентрації сульфатів від поверхні до глибини, таке явище простежується і у кратері свердловини 5 (рисунок 6.25).



**Рис. 6.25.** Залежність концентрації сульфатів від глибини кратера свердловини 5

Отже, у водах кратера свердловини 5 наявні сульфатвідновлюючі бактерії та сірководень, проте у відповідності до вимог СОУ 09.1-00135390-150:2013 вміст цих показників не допускається. У зв'язку з цим рекомендовано додаткове оброблення вод перед закачуванням до підземних горизонтів бактерицидом, а також застосування засобів окислення сірководню до сульфатів.

Таким чином на рисунку 6.26 нами запропоновано принципову схему підготовки вод кратера свердловини 5 до закачування в систему підтримки пластового тиску Рибальського родовища, яка передбачає:

- організацію водозабору із дна водойми;
- очищення вод від завислих частинок за допомогою відстійника та гідроциклону;
- оброблення води бактерицидом;

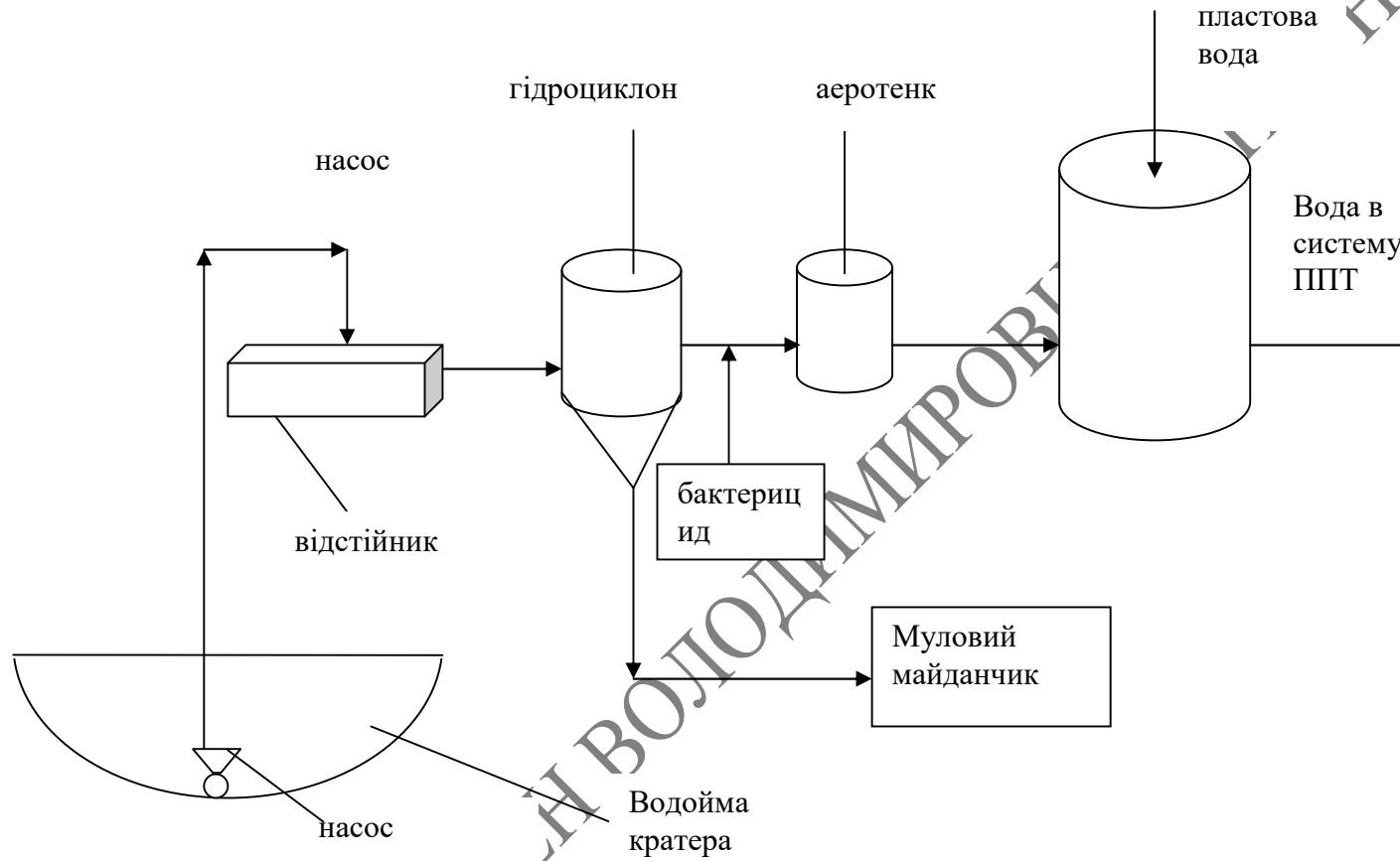
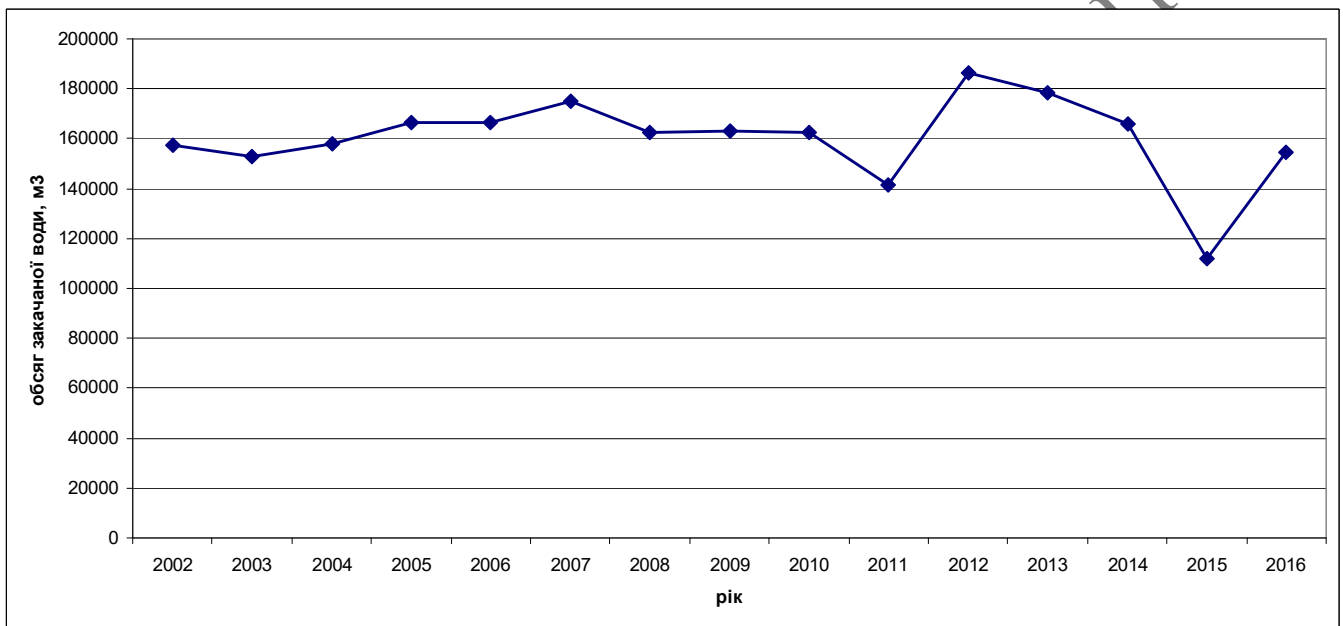


Рис. 6.26 - Принципова схема підготовки вод кратера свердловини 5



- окислення розчиненого у воді сірководню до сульфатів киснем повітря;
- змішування вод із водою, що закачується до покладів Рибальського родовища;
- видалення мулу з гідроциклону на муловий майданчик для подальшого зневоднення;

Обсяг закачування води в систему ППТ Рибальського родовища приведений на рисунку 6.27.



**Рис. 6.27** Річний обсяг закачування води Рибальського нафтогазового родовища

Враховуючи те, що заводнення покладів Рибальського родовища частково проводиться із спеціальних водозабірних свердловин, при цьому об'єми води, що використовуються у системі підтримки пластового тиску складають протягом 2002-2016 років 111919 – 186619 м<sup>3</sup>/рік (рисунк 6.25), а орієнтовний загальний об'єм засолених вод кратера свердловини 5 складає 12000 м<sup>3</sup>, річна економія води, що використовується для заводнення може становити 6,5 % – 10 %. Таким чином, пониження мінералізації вод кратера свердловини 5 Рибальського родовища дозволить не лише ліквідувати потенційно екологічно небезпечний об'єкт, а й заощадити використання свіжої води для закачування у поклади.

## Висновки до розділу 6

1. В результаті проведених експериментальних досліджень нами розроблена технологія розсолення ґрунтів забруднених пластовими водами із використанням розчину сульфату магнію, застосування якої дозволяє більш ефективно знизити вміст токсичних солей в ґрунті. Запропонована технологія розсолення ґрунтів впроваджена в ПАТ «Укрнафта» стандартом СОУ 90.0-00135390-128:2012 «Охорона довкілля. Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами» (наказ про впровадження стандарту № 68 від 28.02.2012 року) і застосовується на практиці під час проведення рекультиваційних робіт.
2. Розроблено технологію ліквідації засолення водою кратера свердловини 5 Рибальського родовища. Зокрема, встановлено сумісність вод кратера із пластовими водами Рибальського родовища, запропоновано принципову технологічну схему підготовки води кратера свердловини 5 Рибальці для подальшого використання в системі підтримки пластового тиску Рибальського родовища. Пониження мінералізації вод кратера свердловини 5 Рибальського родовища дозволить не лише ліквідувати потенційно екологічно небезпечний об'єкт, а й зекономити на 6,5 – 10 % використання свіжої води для закачування у поклади.

## ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що переважна більшість вітчизняних нафтогазових родовищ є виснаженими і перебувають на завершальній стадії розробки. Особливістю, завершальної стадії є те, що видобування пластових флюїдів потребує все більших капіталовкладень. При цьому кількість товарної продукції зменшується, обсяги видобутої рідини збільшуються, зростають затрати на утилізацію супутніх пластових вод, що можуть становити значну екологічну небезпеку.

2. Обґрунтовано можливість довготривалого впливу на довкілля після завершення розробки нафтогазових родовищ, виведення з експлуатації та/або ліквідації об'єктів нафтогазового комплексу. На прикладі Бориславського родовища доведено, що розроблення родовищ на завершальній стадії та виведення їх з розробки може мати суттєві екологічні наслідки і потребує детального вивчення, з точки зору впливу на довкілля. Встановлено, що найбільш ефективним заходом зменшення впливу на навколишнє середовище є перехоплення та максимального вилучення пластових флюїдів із глибинних горизонтів нафтонасичених порід до їх виходу на денну поверхню.

3. Встановлено, що внаслідок виникнення аварійної ситуації за рахунок потрапляння пластових вод на поверхню на території нафтогазових родовищ можливе формування техногенних мероміктичних водойм. Підтвердженням цього є кратер свердловини № 5 на Рибальському нафтовому родовищі. Загальна мінералізація води кратера зростає за лінійною залежністю з глибиною водойми, аналогічна залежність характерна для вмісту хлорид-іону.

4. Встановлено, що за наявності у досліджуваних водах тісних кореляційних зв'язків у парі хлориди-мінералізація, а також тісних або середньої сили зв'язків у парах натрій-хлориди, натрій-мінералізація, кальцій-хлориди, кальцій-мінералізація природні води зазнають впливу пластових вод. Такий вплив може бути зумовлений як техногенними, так і природними шляхами надходження пластових вод. Кореляція між вмістом

хлорид-іону та загальною мінералізацією води не залежить від величини загальної мінералізації, у той час як для гідрокарбонат та сульфат іонів кореляція є більш характерною для вод із низькою мінералізацією води.

5. Встановлено, що у незасолених ґрунтах найбільшого впливу в залежності від вмісту інших макрокомпонентів у ґрунтах зазнають концентрації гідрокарбонатів, кальцію, магнію, рН та токсичних солей. Отримані нами залежності для цих складових ґрунту добре корелюють із значеннями, отриманими шляхом натурних замірів. Менш тісні кореляційні зв'язки між змодельованими та реальними значеннями у ґрунтах першої групи зафіксовано для вмісту хлоридів та сульфатів. Помірний кореляційний зв'язок між модельними та реальними значеннями зафіксовано для концентрацій натрію, щільного залишку та нафтопродуктів. Для вмісту калію лінійна багатofакторна залежність у ґрунтах першої групи відсутня.

6. Встановлено, що у ґрунтах з вмістом токсичних солей понад 500 мг/кг тісні кореляційні зв'язки між модельними та реальними значеннями вмісту макрокомпонентів у ґрунтах встановлено для вмісту хлоридів, кальцію, магнію, натрію, калію, щільного залишку, токсичних солей. Помірний кореляційний зв'язок між розрахованими значеннями та значеннями, визначеними аналітично, встановлено для водневого показника рН, концентрацій гідрокарбонатів, сульфатів. Регресійна залежність для ґрунтів другої групи відсутня для вмісту нафтопродуктів.

7. Удосконалено технологію розсолення ґрунтів забруднених пластовими водами із використанням розчину сульфату магнію, застосування якої дозволяє більш ефективно знизити вміст токсичних солей в ґрунті. Технологія розсолення ґрунтів впроваджена в ПАТ «Укрнафта» стандартом СОУ 90.0-00135390-128:2012 "Охорона довкілля. Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами" (наказ про впровадження стандарту № 68 від 28.02.2012 року) і застосовується на практиці у ході проведення рекультиваційних робіт.

8. Розроблено технологію ліквідування засолення водойми кратера свердловини 5 Рибальського родовища. Зокрема, встановлено сумісність вод

кратера із пластовими водами родовища та запропоновано принципову технологічну схему підготовки води кратера свердловини 5 Рибальці для подальшого використання в системі підтримання пластового тиску. Зниження мінералізації вод кратера свердловини 5 Рибальського родовища дозволить не лише ліквідувати потенційно екологічно небезпечний об'єкт, а й заощадити на 6,5 % – 10 % використання свіжої води для закачування у поклади.

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНІ

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Оцінка впливів освоєння нафтогазоконденсатних родовищ на навколишнє середовище / Адаменко Я.О., Кундельська Т.В., Николяк М.М. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. Івано-Франківськ, 2005. № 3(16). С. 53-58.
2. Адаменко Я.О., Лукинчук О.І. Газогеохімічний моніторинг виснажених нафтогазових родовищ Прикарпаття. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 2. С. 59-62.
3. Адаменко Я.О., Архипова Л.М. Екологічна оцінка гідроекосистем Битківського нафтопромислу. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2010. № 4. С. 136-143.
4. Архипова Л.М., Адаменко Я.О. Оцінка впливу спорудження нафтогазових свердловин на водне середовище. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2009. № 2. С. 122-126.
5. Адаменко Я.О., Карпаш О.М. Управління природними ресурсами та екологічною безпекою паливно-енергетичного комплексу в Карпатському та інших регіонах. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2003. № 4. С. 122-126.
6. Система екологічно прийнятних методів освоєння нафтогазоконденсатних родовищ / Адаменко Я.О., Кундельська Т.В., Николяк М.М. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2005. № 3. С. 137-141.
7. Формування напрямків стандартизації екологічної діяльності ВАТ "Укрнафта" / Калінкін О.Г., Адаменко Я.О., Кундельська Т.В. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2002. № 1. С. 68-70.
8. Адаменко Я.О. Оцінка впливів техногенно небезпечних об'єктів на навколишнє середовище. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2010. № 2. С. 58-63.
9. Адаменко О.М. Конструктивно-екологічні засади екологічної безпеки у нафтогазовому комплексі // Матеріали третьої міжнародної науково-практичної

конференції Екологічні проблеми нафтогазового комплексу, НППЦ "Екологія Наука Техніка", Київ-2007, с. 3-4

10. Адаменко, О. М. Екологічна безпека в нафтогазовому комплексі та шляхи подолання екологічної кризи на Прикарпатті. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2001. № 1. С. 19-21.

11. Адаменко О.М. Екологічні проблеми розвідки і видобутку сланцевих газів на Олеській площі. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2013. № 2. С. 4-12.

12. Клюк Б.О., Семчук Я.М. Моделювання забруднення довкілля методом збурень при відмові магістральних нафтопроводів. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2003. № 1(5). С. 94-95.

13. Вплив пластових вод Північно-Долинського нафтогазоконденсатного родовища на довкілля. / Семчук Я.М., Депутат Б.Ю., Камаєва І.О. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2005. № 4. С. 99-105.

14. Вплив чинників на технічний ризик у ході експлуатації нафтопроводів / Г.М. Кривенко, Я.М. Семчук, М.П. Возняк, Л.В. Возняк. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2008. № 4. С. 108-111.

15. Мандрик О.М., Семчук Я.М. Дослідження причин формування ареалів забруднення атмосфери в районах експлуатації нафтогазових об'єктів. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2006. № 2. С. 154-156.

16. Мандрик О. М. Аналіз екологічних наслідків аварій на магістральних газопроводах при їх тривалій експлуатації. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 1. - С. 25-29.

17. Мандрик О. М. Екологічна безпека транспортування природного газу: монографія / О.М. Мандрик; Є.І. Крижанівський, ред. - Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2014. - 256 с.

18. Мандрик О. М. Розвиток наукових основ підвищення рівня екологічної безпеки при транспортуванні природного газу : автореф. дис. на здобуття наук.

- ступеня д-ра техн. наук : спец. 21.06.01 "Екологічна безпека" / О.М. Мандрик ; Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - Івано-Франківськ, 2013. - 40 с.
19. Рудько Г.І., Нецький О.В. Екологічні проблеми нафтогазових родовищ // Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції Екологічні проблеми нафтогазового комплексу, НПЦ "Екологія Наука Техніка", Київ-2007, с. 4-6
20. Рудько Г.І., Панібрацька О.В. Розробка концепції моніторингу об'єктів надрокористування в Україні. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2012. № 2. С. 60-63.
21. Демченко П.М., Рудько Г.І. Основні екологічні проблеми нафтогазового комплексу України // Матеріали науко во практичної конференції "Екологічні проблеми нафтогазового комплексу. 2003. Т. 23. С. 27.
22. Полутренко М.С. Екологічна безпека експлуатації магістральних газопроводів. *Нафтогазова галузь України*. 2014. № 5. С. 45-48.
23. Підвищення рівня екологічної безпеки експлуатації підземних газопроводів / Полутренко М.С., Федорович І.В., Федорович І.Я., Боднарук І.Л. *Нафтогазова енергетика*. 2015. № 1. С. 25-31.
24. Побережний Л.Я., Пасяка Р.В. Екологічні проблеми нафтогазового комплексу // Проблемы техногенно-экологической безопасности: образование, наука, практика. – 2016. – С. 77
25. Побережний Л.Я. Вплив аварій нафтогазопроводів на довкілля. *Екологія и промышленность*. 2007. №3 (12). С. 20-24
26. Дригулич П.Г. Технологічні рішення підвищення екологічної безпеки об'єктів розміщення відходів буріння. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2006. № 2. С. 149-153.
27. Дригулич П.Г. Еколого-геологічний моніторинг забруднення довкілля об'єктами нафтогазового комплексу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геол. наук : спец. 21.06.01 "Екологічна безпека" / П. Г. Дригулич ; Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - Івано-Франківськ, 2008. - 19 с.



28. Дригулич П.Г. Технологічні рішення і технічні засоби підвищення екологічної безпеки проведення бурових робіт. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2006. № 3. С. 117-121.
29. Дригулич П.Г. Дослідження методів дезактивації насосно-компресорних труб, забруднених природними радіонуклідами. *Нафтогазова галузь України*. 2014. № 2. С. 39-42.
30. Дригулич П.Г. Аналіз стану нормативної бази з радіаційної безпеки у нафтогазовій галузі України. *Нафтогазова галузь України*. 2014. № 1. С. 43-46.
31. Клімова Н. Історія освоєння Бориславського нафтового родовища та екологічні наслідки його експлуатації. *Історія української географії. Всеукраїнський науково-теоретичний часопис.-Тернопіль: Підручники і посібники*. 2004. С. 41-42.
32. Клімова Н. Деякі питання методики оцінки стану забруднення ґрунтів унаслідок нафтогазовидобутку. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2006. С. 144-151.
33. Васильев А.Н. Организация гидрохимического мониторинга в условиях нефтегазоносного северо-востока Украины / А. Н. Васильев, Н. Е. Журавель, П. В. Клочко. – Харьков: Экограф, 2001. – 112 с.
34. Критическая экосистема кратера аварийной скважины Качановского нефтяного месторождения / Н. Е.Журавель, А. Н. Васильев, П. В. Клочко, Н. Н. Лилак. – Харьков: Прапор, 1997. – 68 с.
35. Екологічні наслідки довготривалого нафтовидобутоку на Бориславському родовищі / М. Цайтлер // Праці Наукового товариства ім. Шевченка. — Л., 2001. — Т. VII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми природокористування та біорозмаїття Львівщини. — С. 83-89.
36. Цайтлер М.Й. Заростання ділянок забруднених нафтопродуктами (на прикладі Бориславського нафтового родовища) // Дослідження, охорона та збагачення біорозмаїття. Львів: УкрДЛТУ, 1999. С. 151—154.

37. Цайтлер М.Й. Зміни структури ценопопуляцій *Carex hirta* в умовах нафтового забруднення екотопів на Бориславському нафтовому родовищі. *Екологія та ноосферологія*. 2000. Т. 9. №. 1-2. С. 127-132.
38. Цайтлер М. Й. Рекультивация фітоценозів техногенних екосистем м. Борислав / М. Й. Цайтлер // Стан, проблеми та перспективи нафтогазової промисловості України : міжнародна науково–практична конференція, 7–9 вересня 2012 року, Борислав : збірник тез доповідей / Національна акціонерна компанія "Нафтогаз України" [та інші]. – Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2012. – С. 85
39. Цайтлер М.Й., Скробач Т.Б. Формування піонерних екосистем на відвалах Бориславського озокеритового родовища у системі едафотоп-фітоценоз. *Науковий вісник НЛТУ України*. – 2016. – №. 7. – С. 194-201.
40. Іванов Є.А., Ковальчук І.П. Трансформація природно-господарських систем Бориславського озокеритового родовища //Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування: матеріали Другої міжнародної науковопрактичної конференції (м. Трускавець, 5–8 жовтня 2015 р.).–К.: ДКЗ. – 2015. – С. 403-411.
41. Іванов Є. Еколого-географічна ситуація у межах Бориславського нафтогазового району / Є. Іванов // Праці наукового товариства ім. Шевченка. Т. XI. / За ред. О. Шаблія. – Львів: НТШ, 2003. – С. 193–195.
42. Іванов Є. Обґрунтування створення рекреаційної зони в межах гірничого відводу ВАТ «Бориславський озокерит» / Є. Іванов // Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації. – Переяслав-Хмельницький, 2015. – Вип. 4. – С. 11–14.
43. Розробка рекомендацій щодо облаштування об'єктів житлового та промислового призначення на аномально загазованих ділянках КВП: Звіт ВАТ УкрНГІ, договір № 04.169.04/94-Р/121/Р. / Г. Клімов, Я. Мирка, Л. Пеленичка – Київ, 2005 – 32 с.
44. Мичак А. Г., Кудряшов О.І. Виявлення покинутих шурфів-колодязів та свердловин Бориславського нафтогазового родовища із застосуванням матеріалів

дистанційного зондування Землі. Звіт про НТП. ЦАКДЗ ІГН НАН України. – К., – 2002, – 78 с.

45. Геохімічний контроль стану загазованості повітряного басейну м. Борислав із застосуванням матеріалів дистанційного зондування Землі. Звіт ЦАКДЗ ІГН НАН України / А.Г. Мичак. – Київ, 2002 – 100 с.

46. Кудряшов О.І. Бориславське нафтогазове родовище – ретроспектива та перспектива / О. І. Кудряшов, А. Г. Мичак, В. Є. Філіпович // Стан, проблеми та перспективи нафтогазової промисловості України : міжнарод. наук.-практ. конф. – Львів : В-во Львівської політехніки, 2012. – С. 18–20.

47. Дудок І.В., Романюк О.І. Вплив нафтогазовидобутку на стан ґрунтів міста борислава // Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції Екологічні проблеми нафтогазового комплексу, НПП "Екологія Наука Техніка", Київ-2007, С. 62-63

48. Вплив нафтогазовидобутку на стан ґрунтів міста борислава // Романюк О.І., Дудок І.В., Джура Н.М., Ощеповський І.В. / Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції Екологічні проблеми нафтогазового комплексу, НПП "Екологія Наука Техніка", Київ-2007, с. 64-66

49. Романюк О. Екологічні наслідки довготривалої експлуатації нафтогазового родовища на території м. Борислава. *Геологія і геохімія горючих копалин*. 2011. № 1–2. С. 151–153.

50. Романюк О.І., Шевчик Л.З. Комплексний екологічний моніторинг нафтозабруднених територій на прикладі м. Борислава. *Вісн. Вінниць. політехн. ін-ту*. 2013. № 5. С. 19–22.

51. Іваницький Є.А., Михалевич В.Й. Історія Бориславського нафтопромислового району в датах, подіях і фактах. Дрогобич: Добре серце, 1995. 127 с

52. Копач І. В. Екологічні проблеми на Бориславському нафтовому родовищі // Тез. доп. міжнар. наук.-техн. наради (Київ, 14—17 грудня 1998 р.). К., 1998. С. 9.

53. Мацьків Я. С., Михалевич В. Й., Іванишин В. С. Юбілей нефтяного Борислава // *Нефтяник*. 1986. № 9. С. 26—28.

54. Дідула Р. Вплив нафтовидобутку на еколого-геоморфологічну ситуацію у Бориславі. *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. геогр.* 2003. Вип. 29. Ч. 2. С. 156–160.
55. Тарнавський А.Б. Техногенно-екологічна обстановка у місті Бориславі / А. Б. Тарнавський, Ю. Г. Сукач // Віртуальний університет. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності. – Режим доступу: [ubgd.lviv.ua/moodle/pluginfile.php/14592](http://ubgd.lviv.ua/moodle/pluginfile.php/14592)
56. Сворень Й. Бориславське вуглеводневе родовище: проблеми для роздумів / Йосип Сворень, Ігор Наумко // Стан, проблеми та перспективи нафтогазової промисловості України : міжнародна науково–практична конференція, 7–9 вересня 2012 року, Борислав : збірник тез доповідей / Національна акціонерна компанія "Нафтогаз України" [та інші]. – Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2012. – С. 16.
57. Соромотин А.В. Экологические последствия различных этапов освоения нефтегазовых месторождений в таежной зоне тюменской области. *Сибирский экологический журнал.* №6 (2011). С. 813-822
58. Гаврилов В.П. Экологические последствия ускоренного освоения нефтегазовых ресурсов арктических морей и прилегающих районов крайнего севера России. *Труды РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина.* 2012. №1. С. 27–34.
59. Жакишева А.А. Экологические последствия добычи нефтегазовых ресурсов. *Вестник Челябинского государственного университета.* 2011. № 31(246). Экономика. Вып. 33 С. 137-141.
60. Шамраев А.В., Шорина Т.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на различные компоненты окружающей среды. *Вестник Оренбургского государственного университета.* 2009. – №6. – С. 642–645.
61. Козориз М.Д. Экологическая безопасность в нефтегазовом комплексе. *Территория Нефтегаз.* 2007. № 9. С. 82-87.
62. Environmental management in oil and gas exploration and production [Електронний ресурс] // UNEP IE/PAC Technical Report 37. – 1997. – Режим доступу до ресурсу: <http://www.ogp.org.uk/pubs/254.pdf>.

63. Рожнина Т.В. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв Калининградской области при разливах минерализованных вод : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 25.00.36 "геоэкология" / Рожнина Татьяна Владимировна – Москва, 2011. – 23 с.
64. Пермитина В.Н. Закономерности трансформации почв в зоне нефтедобычи раннего Мангышлака и потенциал их естественного восстановления [Электронный ресурс] / В. Н. Пермитина. – 2012. – Режим доступа до ресурсу: [http://elar.urfu.ru/bitstream/10995/32739/1/brimnz\\_2012\\_36.pdf](http://elar.urfu.ru/bitstream/10995/32739/1/brimnz_2012_36.pdf).
65. Рева М.В. Супутньо-пластові води в Східному нафтогазовому регіоні України як джерело небезпеки або цінний ресурс. Вісн. Київ. нац. ун-ту імені Тараса Шевченка. Геологія. № 1(72). 2016. С. 81–85.
66. Леднев А.В. Изменение свойств дерново-подзолистых суглинистых почв под действием загрязнения продуктами нефтедобычи и приемы их рекультивации : автореф. дис. на соискание научной степени докт. с.-г. наук : спец. 06.01.03 "агрочвоведение, агрофизика" / Леднев Андрей Викторович – Ижевск, 2008. – 43 с.
67. Орфанова М. М. Еколого-технологічні принципи поводження з відходами нафтогазового комплексу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 21.06.01 "Екологічна безпека" / М. М. Орфанова ; Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - Івано-Франківськ, 2006. - 19 с.
68. Орфанова М.М. Напрямки покращення екологічної ситуації на підприємствах нафтогазового комплексу України. *Енергосбереження. Енергетика. Енергоаудит*. 2014. №. 4. С. 69-75.
69. Орфанова М.М., Рудько Г.І. Актуальність інформаційного забезпечення проблеми відходів нафтогазового комплексу. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2002. № 4. С. 15-16.
70. Стельмах О.Р. Вплив експлуатації Богородчанського родовища на стан навколишнього середовища. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 1. С. 33-41.

71. Берлінг О.Ю., Мальований М.С. Екологічні аспекти функціонування газотранспортної системи в межах використання її енергетичного потенціалу. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»*. 2011. № 712 : Теплоенергетика. Інженерія доквілля. Автоматизація. - С. 73-78
72. Стефанів А.Д., Карпаш О.М., Николяк М.М. Основні екологічні проблеми та шляхи їх подолання в нафтогазовому комплексі Західного регіону України. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2006. № 3. С. 9-12.
73. Екологічна безпека трубопровідного транспорту як чинник енергоощадності та екологізації економіки / С.Д. Цибуля, В.Г. Старчак, Н.П. Буяльська, І.А. Костенко, К.М. Іваненко // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів 2-го Міжнародного конгресу (Львів, 19–22 вересня 2012 року) / Львівська облдержадміністрація, Національний університет "Львівська політехніка", Західний науковий центр НАН України і МОН молоді та спорту України, Всеукраїнська екологічна ліга. – Львів, 2012. – С. 47.
74. Цибуля С.Д. Науково-методологічні засади підвищення рівня екологічної безпеки трубопровідного транспорту : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра техн. наук : спец. 21.06.01 "Екологічна безпека" / С. Д. Цибуля ; Івано-Франків. нац. техн. ун-т. нафти і газу. - Івано-Франківськ, 2015. - 47 с.
75. Сабадаш В.В. Енергетично-ресурсна безпека України: загрози виникнення еколого-економічних конфліктів. *Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка*. 2009. № 2. С. 70-77.
76. Степанюк Г.С. Проблеми функціонування та управління техногенно небезпечними нафтогазовими підприємствами. *Scientific Herald Of Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas (edition topic: «Economy and management of oil and gas industry»)*. 2011. Т. 2. №. 4. С. 17-24.
77. Некос В.Ю., Крайнюков О.М. Екологічні проблеми забруднення компонентів природного середовища нафтопродуктами // I-й Всеукраїнський з'їзд екологів: міжнар. наук.-техн. конф.: тези допов. – 237 с.

78. Карабин В.В., Козак Ю.З., Колодій В.В. Оцінка природних і техногенних ризиків забруднення фенолами питних вод Передкарпаття. *Пошукова та екологічна геохімія*. 2006. №. 5. С. 35-40.
79. Булавенко Р.В. Можливості застосування рослин-фіторемедіантів для захисту ґрунтів Полтавщини від діяльності об'єктів нафтопромислового комплексу. *Екологічна безпека*. 2013. №. 1. С. 99-102.
80. Гроза В.А., Антонів О.М. Екологічні аспекти експлуатації газової свердловини. *Наукоємні технології*. 2014. №. 1. С. 125-130.
81. Павленко Т.О. Обстеження радіаційного стану. на підприємстві НГВУ «Охтирканафтогаз». *Гігієна населених місць*. 2011. №. 58. С. 267-271.
82. Trace element compositions of brine impacted soil and produced water in Osage County, Oklahoma [Електронний ресурс] / [D. Weber, E. Jennings, K. Sublette та ін.] // Center for Applied Biogeosciences University of Tulsa – Режим доступу до ресурсу: <http://www.otsego2000.org/wp-content/uploads/resources/trace-element-compositions-of-brine-impacted-soils-and-produced-water-in-osage-county-ok.pdf>.
83. Pichtel J. Oil and gas production wastewater: Soil contamination and pollution prevention [Електронний ресурс] / J. Pichtel. – 2016. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.hindawi.com/journals/aess/2016/2707989/abs/>.
84. Nature Technology Group (NTG), Introduction to Produced Water Treatment, Nature Technology Solutions, 2005.
85. Bioremediation of Petroleum oil Contaminated Soil and Water [Електронний ресурс] / [P. Jain, V. Gupta, R. Gaur та ін.]. – 2011. – Режим доступу до ресурсу: <https://scialert.net/fulltextmobile/?doi=rjet.2011.1.26>.
86. Bakke T. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry [Електронний ресурс] / T. Bakke, J. Klungsøyr, S. Sanni // Marine environmental research. – 2013. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113613001621>.

87. Kingston P. Long-term environmental impact of oil spills [Электронный ресурс] / Paul F Kingston // *Spill Science & Technology Bulletin*. – 2002. – Режим доступа до ресурсу: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1353256102000518>.
88. Karl T. Understanding the resource curse [Электронный ресурс] / Terry L. Karl // Open Society Institute. – 2005. – Режим доступа до ресурсу: [https://www.opensocietyfoundations.org/uploads/8a632647-ad24-43ac-a4b8-892b97b62119/osicoveringoil\\_20050803.pdf](https://www.opensocietyfoundations.org/uploads/8a632647-ad24-43ac-a4b8-892b97b62119/osicoveringoil_20050803.pdf).
89. Boyd C. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture [Электронный ресурс] / C. Boyd, L. Massaut // *Aquacultural Engineering*. – 1999. – Режим доступа до ресурсу: [https://www.researchgate.net/publication/222485923\\_Risks\\_associated\\_with\\_the\\_use\\_of\\_chemicals\\_in\\_pond\\_aquaculture](https://www.researchgate.net/publication/222485923_Risks_associated_with_the_use_of_chemicals_in_pond_aquaculture).
90. Investigation of the Effectiveness of Absorbent Materials in Oil Spills Clean Up [Электронный ресурс] / C. Teas, F. Zannikos, S. Kalligeros, S. Stournas // *Desalination*. – 2001. – Режим доступа до ресурсу: [https://www.researchgate.net/publication/244143003\\_Investigation\\_of\\_the\\_Effectiveness\\_of\\_Absorbent\\_Materials\\_in\\_Oil\\_Spills\\_Clean\\_Up](https://www.researchgate.net/publication/244143003_Investigation_of_the_Effectiveness_of_Absorbent_Materials_in_Oil_Spills_Clean_Up).
91. Annunciado T. Experimental investigation of various vegetable fibers as sorbent materials for oil spills [Электронный ресурс] / T. Annunciado, T. Sydenstricker, S. Amico // *Marine pollution bulletin*. – 2005. – Режим доступа до ресурсу: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X05002018>.
92. Shpiner R. Treatment of oilfield produced water by waste stabilization ponds [Электронный ресурс] / R. Shpiner, S. Vathi, D. Stuckey // *Water science and technology*. – 2007. – Режим доступа до ресурсу: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17591220>.
93. Voopathy R. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*. 2000. С. 63–67.
94. Raymond R. Reclamation of hydrocarbon contaminated ground waters. U.S. Patent No 3,846,290, 1974.



95. Applications of Biosurfactants in the Petroleum Industry and the Remediation of Oil Spills / R. Silva, D. Almeida, R. Rufino та ін. *International Journal of Molecular Sciences*. – 2014. – №15. – С. 12523–12542.
96. Gossen L. Velichkina L. Environmental problems of the oil-and-gas industry. *Petroleum Chemistry*. 2006. №46. С. 67–72.
97. Integrated environmental risk assessment for petroleum-contaminated sites — A North American case study / Chen Z., Huang G., Chakma A. *Water science and technology*. Volume 38, Issues 4–5. 1998. С. 131–138.
98. Recycling of a petroleum waste in ceramic bodies / G. Souza, R. Santos, J. Holanda. *Materials Science Forum*. – 2003. – №416. – С. 743–747.
99. Edwards J. Crude oil and alternate energy production forecasts for the twenty-first century: The end of the hydrocarbon era. *AAPG bulletin*. – 1997. – № 81. – С. 1292–1305.
100. The solar transformity of petroleum fuels / S. Bastianoni, D. Campbell, R. Ridolfi, F. Pulselli. *Ecological Modelling*. – 2009. – №220. – С. 40–50.
101. Collins C. Implementing Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons. *Phytoremediation. Methods in Biotechnology*. – 2007. – №23. – С. 99–108.
102. Barathi S. Vasudevan N. Utilization of petroleum hydrocarbons by *Pseudomonas fluorescens* isolated from a petroleum-contaminated soil. *Environment International*. 2001. №26(5-6). С. 413–416.
103. Banat I. Biosurfactants production and possible uses in microbial enhanced oil recovery and oil pollution remediation: A review. *Bioresource Technology*. 1995. №51. С. 1–12.
104. Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer—III. Biogeochemical reactions and mass balance modeling in anoxic groundwater / M. Baedecker, I. Cozzarelli, R. Eganhouse та ін. *Applied Geochemistry*. 1993. №8(6). С. 569–586.
105. Carls E., Fenn D., Chaffey S. Soil contamination by oil and gas drilling and production operations in Padre Island National Seashore. *Journal of Environmental Management*. 1995. №45(3). С. 273–286.

106. Treatment of Salt Affected Soil in the Oil Field [Электронный ресурс] / S. Mishra, W. Evans, J. Lacik // SPE International Symposium on Oilfield Chemistry. – 1999. – Режим доступа до ресурсу: <https://www.onepetro.org/conference-paper/SPE-50770-MS>.
107. The harm of petroleum-polluted soil and its remediation research [Электронный ресурс] / [S. Wang, Y. Xu, Z. Lin та ін.] // AIP Conference Proceedings. – 2017. – Режим доступа до ресурсу: <https://aip.scitation.org/doi/abs/10.1063/1.4993039>.
108. Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification / M. Qadir, A. Tubeileh, J. Akhtar та ін. *Land degradation & development*. – 2008. – №19(4). – С. 429–453.
109. Desalination of produced water from oil production fields by membrane processes / M. Çakmakce, N. Kayaalp, I. Koyuncu. *Desalination*. – 2008. – №222(1-3). – С. 176–186.
110. Stephenson M. A survey of produced water studies [Электронный ресурс] / Produced water. – 1992. – Режим доступа до ресурсу: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4615-2902-6>.
111. Use of Strontium Isotopes to Detect Produced Water Contamination in Surface Water and Groundwater in the Williston Basin, northeastern Montana [Электронный ресурс] / Z. Peterman, J. Thamke, K. Futa // GeoCanada 2010 Conference. – 2010. – Режим доступа до ресурсу: [https://cseg.ca/assets/files/resources/abstracts/2010/0285\\_GC2010\\_Use\\_of\\_Strontium\\_Isotopes.pdf](https://cseg.ca/assets/files/resources/abstracts/2010/0285_GC2010_Use_of_Strontium_Isotopes.pdf).
112. Produced Water—Emerging Challenges, Risks, and Opportunities / E. Hagström, C. Lyles, M. Pattanayek та ін. *Environmental Claims Journal*. 2016. №28(2). С. 122–139.
113. Groundwater salinity in the Powder River Basin [Электронный ресурс] / K. Taboga, J. Stafford, J. Rodgers // Wyoming: Wyo. – 2018. – Режим доступа до ресурсу: <https://www.wsgs.wyo.gov/products/wsgs-2018-ofr-05.pdf>.

114. Kang M., Jackson R. Salinity of deep groundwater in California: Water quantity, quality, and protection. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 2016. – №113(28). – С. 7768–7773.
115. Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies [Электронный ресурс] / [E. Cordes, D. Jones, T. Schlacher та ін.] // *Frontiers in Environmental Science*. – 2016. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2016.00058/full>.
116. Rosenblum J. Temporal characterization of flowback and produced water quality from a hydraulically fractured oil and gas well. *Science of The Total Environment*. – 2017. Т. 596. С. 369-377.
117. Ko J. Y., Day J. W. A review of ecological impacts of oil and gas development on coastal ecosystems in the Mississippi Delta. *Ocean & Coastal Management*. – 2004. Т. 47. №. 11-12. С. 597-623.
118. Mosaed H. P. et al. The Effect of Urban Fuel Stations on Soil Contamination with Petroleum Hydrocarbons. *Iranian Journal of Toxicology Volume*. 2015. Т. 9. №. 30.
119. Effects of different remediation treatments on crude oil contaminated saline soil / Y. Gao, S. Guo, J. Wang та ін. *Chemosphere*. – 2014. – №117. – С. 486–493.
120. Produced water from oil-A review of the main treatment technologies [Электронный ресурс] / T.Nonato, A. Alcione, M. Sens, R. Dalsasso // *Journal of Environmental Chemistry and Toxicology*. – 2018. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.pulsus.com/scholarly-articles/produced-water-from-oil-a-review-of-the-main-treatment-technologies-4191.html>.
121. Edema N. Effects of crude oil contaminated water on the environment [Электронный ресурс] / Noyo Edema // *Crude Oil Emulsions-Composition Stability and Characterization*. – 2012. – Режим доступу до ресурсу: [https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=wtqgDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA169&dq=121.%09Edema,+N.+\(2012\).+Effects+of+crude+oil+contaminated+water+on+the+environment&ots=lUheEpeEyu\\_&sig=ge43QAxX9f3BrpKDSveETvUB0gs&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=wtqgDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA169&dq=121.%09Edema,+N.+(2012).+Effects+of+crude+oil+contaminated+water+on+the+environment&ots=lUheEpeEyu_&sig=ge43QAxX9f3BrpKDSveETvUB0gs&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false).

122. Younker J., Walsh M. Impact of salinity and dispersed oil on adsorption of dissolved aromatic hydrocarbons by activated carbon and organoclay. *Journal of hazardous materials*. – 2015. – № 299. – С. 562–569.
123. Дригулич П.Г., Пукіш А.В. Дослідження стану загазованості території Бориславського нафтового родовища *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2011. № 4(30). С. 71–76.
124. Дригулич П.Г., Пукіш А.В. Проблеми урбанізованих територій під час розробки нафтогазових родовищ (на прикладі міста Борислава). *Нафтогазова галузь України*. 2013. №. 2. С. 44-49.
125. Аналіз заходів щодо зниження рівня загазованості міста Борислава / А.В. Пукіш, П.Г. Дригулич, Я.О. Адаменко. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. №1(11). С. 70–75.
126. Negative consequences of long-term oil and and gas production on example of Boryslav oilfield / O.Mandryk, A. Pukish, P. Drygulych, A. Zelmanovych. *Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*. 2016. №30(2). С. 101–111
127. Багатофакторний аналіз комплексного еколого-технічного обстеження газоперекачувального агрегату на різних технологічних режимах роботи / Мандрик О.М., Тирлич В.В., Михайлюк Ю.Д. *Нафтогазова енергетика*. 2015. №. 2. С. 44-52.
128. An assessment of the influence of the main oil industry technological processes on the environment / Mandryk O. M., Pukish A. V., Mykhailiuk Y. D. *AGH Drilling, Oil, Gas*. 2015. Т. 32. №. 4. С. 723–729.
129. Total installed capacity [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://wwindea.org/blog/2017/12/20/half-year-statistics-2017/>
130. Denmark broke world record for wind power in 2015 [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: [http://www.windpower.org/en/knowledge/statistics/the\\_danish\\_market.html](http://www.windpower.org/en/knowledge/statistics/the_danish_market.html)
131. Snapshot of Global PV Markets [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <http://www.iea->

[pvps.org/index.php?id=92&eID=dam\\_frontend\\_push&docID=4701](http://pvps.org/index.php?id=92&eID=dam_frontend_push&docID=4701)

132. Динаміка цін на нафту [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.calc.ru/dinamika-Brent.html>
133. КНД 211.2.3063-98 «Метрологічне забезпечення. Відбір проб промислових викидів».
134. Сборник методик по определению концентраций загрязняющих веществ в промышленных выбросах. – Л: Гидрометеиздат, 1987., 25 с.
135. РД 52.04.186.89 «Руководство по контролю загрязнения атмосферы».
136. МУ № 1994-79 «Методические указания на хроматографическое определение водорода, метана, оксида углерода, этана, пропана, этилена, пропилена, гексана, циклогексана, бензола, толуола в воздухе» на хроматографі Кристаллюкс-4000.
137. ДСТУ 3214-95 «Державна повірочна схема для засобів вимірювань концентрації компонентів у газових середовищах».
138. РД 52.24.24-86 «Методика выполнения измерений массовой концентрации гидрокарбонатных ионов в пробах природных поверхностных вод суши методом потенциометрического титрования».
139. МВВ №081/12-0644-09 «Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титриметричним методом».
140. СЭВ «Унифицированные методы исследования качества вод», ч.1, т.1, М., 1987. Пламенно-фотометрическое определение. с.533-537.
141. МВВ №081/12-0177-05 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів титриметричним методом».
142. МВВ №081/12-0653-09 «Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів титриметричним методом».
143. СОУ 11.2-33603711-082:2009 «Титриметричне визначення карбонатів в пластових водах».

144. МВВ №081/12-0109-03 «Поверхневі, підземні, стічні води. Методика гравіметричного визначення сухого залишку (розчинених речовин)».
145. МВВ №081/12-0317-06 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань водневого показника (рН) електрометричним методом».
146. РД 52.24.476.95 «Методические указания. ИК-фотометрическое определение нефтепродуктов в водах (природных и сточных)».
147. ГОСТ 26424–85. «Почвы. Методы определения ионов карбоната и бикарбоната в водной вытяжке».
148. ГОСТ 26427–85. «Почвы. Методы определения натрия и калия в водной вытяжке».
149. МВВ №081/12-0822-12 «Ґрунти. Методика виконання вимірювань масової частки хлоридів титриметричним методом».
150. ГОСТ 26428–85. «Почвы. Методы определения кальция и магния в водной вытяжке».
151. МВВ № 081/12-0639-09 «Ґрунти. Методика виконання вимірювань масової частки сульфатів (водна витяжка) турбідиметричним методом».
152. ГОСТ 26423–85. «Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки».
153. МВВ № 081/12-0725-10 «Ґрунти. Методика виконання вимірювань масової частки нафтопродуктів (неполярних вуглеводнів) гравіметричним методом».
154. ГОСТ 26950–86. «Почвы. Метод определения обменного натрия».
155. United States Environment Protection Agency: OIL & GAS AT A GLANCE 1996-2005 SECTOR PERFORMANCE REPORT2015 [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: [http://archive.epa.gov/sectors/web/pdf/oil\\_gas\\_bw.pdf](http://archive.epa.gov/sectors/web/pdf/oil_gas_bw.pdf).
156. Созанський В.І. Відновлення світових запасів нафти і газу як стратегічна проблема сучасності. *Геологічний журнал*. 2013. № 2. С. 68 – 74.
157. Нарощування видобутку вуглеводнів в Україні за рахунок відновлювальних процесів / Вдовиченко А.І., Коваль А.М., Чепіль П.М. *Нафтогазова інженерія* 2017. №. 1. С. 112-121.

158. Перспективи нафтогазоносності бориславського нафтопромислового району за матеріалами космічних досліджень / О.І. Кудряшов, А.Г. Мичак, В.Є. Філіпович. Стан, проблеми та перспективи нафтогазової промисловості України: міжнародна науково–практична конференція, 7–9 вересня 2012 року, Борислав: збірник тез доповідей / Національна акціонерна компанія "Нафтогаз України" [та інші]. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2012. – С. 53–55.
159. Мычак А.Г., Филипович В.Е. Геодинамические аспекты флюидодинамики территорий длительной нефтегазобычи / А.Г. Мычак, В.Е. Филипович // Материалы Всероссийской конференции с международным участием, посвященной 100-летию со дня рождения академика П.Н. Кропоткина. 2010. С. 373–378.
160. Крупський Ю.З., Марусяк В.П. Відновлення покладів вуглеводнів та виявлення ліквідованих свердловин з пропущеними продуктивними горизонтами (на прикладі західного НГР). *ScienceRise*. – 2015. – Т. 8. – №. 1 (13). - С. 25-31.
161. А.И. Липкин, Е.А. Гороховская Концепции современного естествознания ч.2(Биология и геология) Курс лекций , Москва-Берлин 2015, с. 51
162. К дискуссии о проблеме возобновляемости ресурсов углеводородного сырья / Михайлов М.И., Капочкин Б.Б., Кучеренко Н.В, Капочкина А.Б. Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції Екологічні проблеми нафтогазового комплексу, НПЦ "Екологія Наука Техніка", Київ-2007, С. 28-30.
163. Проблеми загазованості територій під час розробки нафтогазових родовищ на прикладі міста Борислава / П. Дригулич, А. Пукіш: Другий міжнародний форум нафтовиків, (29-30 серпня 2013 р., Борислав): зб. тез доп. Борислав, 2013. С. 18-20.
164. Пукіш А.В. Особливості екологічних проблем під час експлуатації родовищ на завершальній стадії розробки // IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства (27-28 квітня 2017 р., Тернопіль): зб. тез доп. – Тернопіль, 2017 – С. 94-96.

165. Купер І. М. Деякі напрямки стабілізації видобутку нафти в Україні. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2015. №. 3. С. 7-10.
166. Михалевич Л.В. Нафтові вершини бориславського вуглеводневого басейну [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <http://www.wuogp.com.ua/novinu/naftovi-vershini-borislavskogo-vuglevodneвого-baseynu>
167. Redagowal K. Tolwinski. Kopalnie nafty i gazow ziemnych w Polsce / Tom I. Brzezne Karpaty Wschodnie. – Warszawa-Boryslaw-Lwow. 1929. S. 17-24.
168. До причин деформації обсадних колон у Бориславсько-Покутській зоні Карпат / Куровець І.М., Грицик І.І., Зубко О.С., Дригулич П.Г. *Нафтова і газова промисловість*. 2012. №1 С.21-24.
169. Friedl K. Das Erdolgebiet von Mrazniza in Polen. - Petroleum. Jahrg. XXV. Wien, 1929. С. 21-26.
170. Нафтогазовий комплекс та техногенно-екологічна безпека Західних областей України / В.Г. Осадчий, В.В. Колодій, О.А. Приходько, І.І. Грицик, В.І. Пуцило, П.Г. Дригулич. *Проблеми економії енергії*. Львів: ДУ „Львівська політехніка”, 1999. С.326–327.
171. Техногенно-екологічна безпека експлуатації нафтогазових родовищ / В.В. Колодій, О.А. Приходько, П.Г. Дригулич. *Проблеми економії енергії*. – Львів: ДУ „Львівська політехніка”, 1999. С. 328–330.
172. Журавель Н.Е. Проект размещения и обустройства специальной наблюдательной режимной сети гидрохимических скважин на Рыбальском месторождении НГДУ "Ахтырканефтегаз". Промежуточный отчет по этапу №4 договора № 03-02-2000 / СВНЦ "Интеллектсервис", Харьков, 2000. 83 с.
173. Перфилова О.Ю., Махлаев М.Л. Геохимия биосферы. Электронный учебно-методический комплекс. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: [http://www.kgau.ru/distance/ebtf\\_01/mahlaev/geohimiya-bad/03\\_05.html](http://www.kgau.ru/distance/ebtf_01/mahlaev/geohimiya-bad/03_05.html)
174. Huishu Li. Produced water quality characterization and prediction for Wattenberg field [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: [http://dspace.library.colostate.edu/webclient/DeliveryManager/digitool\\_items/csu01\\_sto](http://dspace.library.colostate.edu/webclient/DeliveryManager/digitool_items/csu01_sto)



[http://www.npdpi.com/ru/2013/07/10/file\\_1/208314](http://www.npdpi.com/ru/2013/07/10/file_1/208314), Р. 18, 2013

175. Изучение влияния минерализации модельной пластовой воды хлор-кальциевого типа на процессы образования и разложения гидратов природного газа / Калачева Л.П., Федорова А.Ф., Портнягин А.С. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. № 6 Якутск, ФГБУН Институт проблем нефти и газа СО РАН, 2016. С. 719-722.
176. Смагін Т.М., Горлова Т.В. Багатофакторний регресійний аналіз з допомогою MS Excel. *Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. Інформаційні системи і технології. Математичне моделювання*. Випуск 6/2012(77). Кременчук, 2012. С. 39-42.
177. Меромиктический водоем. [Электронный ресурс] – Режим доступа до ресурсу: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Меромиктический\\_водоём](https://ru.wikipedia.org/wiki/Меромиктический_водоём)
178. Стан підземної гідросфери на ділянці аварійного кратера на Кечигинівському родовищі / Д. Чомко, В. Самойлов, І. Смилов. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2012. №59. С. 42–44.
179. Владимиров В.С. Уравнение математической физики. М.: Наука, 1988 – 512 с.
180. Седов Л.И. Механика сплошной среды. М.: Наука, 1983, т.1 – 528 с.
181. Победря Б.Е. Лекции по тензорному анализу. М.: издательство МГУ, 1986 – 214 с.
182. Дьяченко В.Д. Основные понятия вычислительной математики М.: Наука, 1977 – 127 с.
183. Гулин А.В., Самарский А.А. Чисельные методы. М.: Наука, 1989 – 432 с.
184. Журавель Н.Е. Введение в режим куста наблюдательных скважин в районе кратеров № 5 и 111 Рыбальского месторождения. Заключительный отчет по договору № 764-Р/ СВНЦ „Интеллект-Сервис“, Харьков, 2007, 17 с.
185. Гнатишин А.М., Пукіш А.В. Продовження екологічних досліджень стану навколишнього середовища в межах впливу кратерів свердловин 5, 111 Рыбальського родовища. Заключний звіт за наряд-замовленням 210416 / НДПІ ПАТ "Укрнафта", Івано-Франківськ, 2011 – 27 с.

186. Пукіш А.В. Дослідження особливостей формування фізико-хімічного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища. *Нафтогазова галузь України*. 2017. №2. С. 36–38.
187. Пукіш А.В. Дослідження особливостей катіонно-аніонного складу поверхневих та підземних вод в межах нафтового родовища. *Нафтогазова галузь України*. 2017. №4. С. 38–41.
188. Formation peculiarities of physical and chemical composition of highly mineralized edge water / O. Mandryk, A. Pukish, A. Zelmanovych. *Mining of Mineral Deposits*. 2017. №11. С. 72–79.
189. Pukish A. Study of formation features of technogenic meromictic reservoirs within the oilfields territory. // *Journal of new technologies in environmental science*. 2018. №2. С. 84–89.
190. Патент на корисну модель № 122650 U Україна, МПК G01N 33/18. Спосіб визначення впливу високомінералізованих пластових вод на природні води / Пукіш А.В., Мандрик О.М.; заявник і патентовласник Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - № у 2016 13137 ; заявлено 22.12.16 ; опубл. 25.01.18, Бюл. № 2. – 4 с.
191. Дослідження впливу на навколишнє середовище місць зберігання нафтошламів / А.В. Троценко, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2010. №1(23). С. 171–177.
192. Екологічний гідромоніторинг в межах впливу газопереробних виробництв / Хомин В.Р., Дригулич П.Г., Пукіш А.В., Мельник О.Д. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2009. № 1 (30). С. 93-99.
193. Моніторингові дослідження під час проведення гідророзривів пластів у слабопроникних флішових відкладах / Хомин В.Р., Пукіш А.В., Дригулич П.Г. Броніцька Н.В. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 2(12). С. 63-68.
194. Проблемні аспекти поводження з насосно-компресорними трубами, що забруднені природними радіонуклідами / П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш,

В.А. Новоставський, М.П. Шпек. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2015. №3. С. 134-139.

195. Дослідження техногенного забруднення геологічного середовища в районі Гнідинцівського ГПЗ / Маєвський Б.Й., Дригулич, П.Г., Пукіш Т.М., Хомин В.Р., Пукіш, А.В. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2009. № 3(21). С. 144-152.

196. Проблеми поводження з небезпечними відходами у нафтогазовій галузі України / В.О. Заєць, В.В. Дмитрик, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. *Нафтогазова галузь України*. 2017. №1. С. 32–36.

197. Дослідження нових деємюльгаторів для утилізації нафтовмісних відходів / Я.М. Семчук, Я.О. Адаменко, П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2014. № 2. С. 22-28.

198. Перспективи вдосконалення законодавства у сфері поводження з відходами у нафтогазовому комплексі України / П.Г. Дригулич, А.В. Пукіш, М.П. Шпек. *Нафтова і газова промисловість*. 2012. № 3. С. 55-58.

199. Проблемні аспекти поводження з обладнанням та НКТ, що містять NORM / П. Дригулич, А. Пукіш: Всеукраїнська науково-технічна конференція «Нафта і газ. Наука – освіта – виробництво: шляхи інтеграції та інноваційного розвитку», (8-9 травня 2015 р., Дрогобич): зб. тез доп. Дрогобич, 2015. С 69-73.

200. Правові колізії реалізації державної екологічної експертизи в нафтогазовому комплексі України / П. Дригулич, А. Пукіш, М. Шпек. *Підприємництво, господарство і право*. 2011. №5. С. 73–77.

201. Використання поверхнево-активних речовин в процесах нафтовидобутку на родовищах ВАТ «Укрнафта» / В. Михайлюк, М. Рудий [А. Пукіш та ін. ]; НДПІ ВАТ «Укрнафта». Івано-Франківськ, ПП «Галицька друкарня ПЛЮС», 2009. 399 с.

202. Вплив основних технологічних процесів у нафтовій промисловості на довкілля / О. Мандрик, А. Пукіш, О. Сидоренко: Міжнародна науково-технічна конференція “Перспективи нарощування ресурсної бази нафтогазової енергетики” (25-27 травня 2016 р., Івано-Франківськ): зб. тез доп. Івано-Франківськ, 2016. С. 304-306.

203. Пукіш А.В. Дослідження особливостей забруднення ґрунтового покриву пластовими водами: Міжнародна науково-практична конференція «Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації», (22-25 березня, Івано-Франківськ): зб. тез доп. Івано-Франківськ, 2017 С. 232-233.
204. Pukish A. Pedological processes in technosoils / A. Pukish, Y. Adamenko, M. Coman. *Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy, Geology and Environmental Engineering*. 2018. №32(1) С. 73–79.
205. Theoretical and methodological foundations of sustainable development of Geosystems / O. M. Mandryk, L. M. Arkhypova, A. V. Pukish та ін. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2017. №200(No. 1). С. 1–5.
206. Дослідження стану ґрунтового покриву в районі розташування місць зберігання нафтошламів / А.В. Троценко, П.Г. Дригулич, В.Й. Сеничак, А.В. Пукіш. *Проблеми нафтогазової промисловості*. 2010. № 8. С. 224-229.
207. Pukish A. Regarding the modern analyse methods for characterisation the salty soils in Ukraine / A. Pukish, Y. Adamenko, M. Coman. *Wulfenia journal*. (ISSN:1561-882X) 2017. P. 124–132.
208. Provin T. Managing Soil Salinity [Електронний ресурс] / Т. Provin, J. Pitt // Texas a&m agrilife extension service – Режим доступу до ресурсу: <http://soiltesting.tamu.edu/publications/E-60.pdf>.
209. Мірошниченко М.М. Стійкість ґрунтів як основа педоекологічного нормування забруднення: Автореф. дис. докт. біол. наук. – Харків, 2005. 38 с.
210. Єрмолаєв М.М. Трансформація родючості солонцевих ґрунтів лісостепу України під впливом меліорацій 2002 року Автореф. дис.. д-ра с.-г. наук: К., 2002. – 39 с.
211. Боронина Н. Ю. Общие закономерности содержания токсичных ионов в почвах Кулундинской степи. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2008. С. 3942.
212. Процессы солеотдачи в промываемых толщах почв [Текст] / Отв. ред. д-р с.-х. наук Р. В. Ковалев ; АН СССР. Сиб. отд-ние. Биол. ин-т. - Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1968. - 303 с

213. ГОСТ 17.5.4.02-84 «Охрана природы. Рекультивация земель. Метод измерения и расчета суммы токсичных солей во вскрышных и вмещающих породах».
214. Муратова В. С. Содержание токсичных солей в водных витяжках и почвенных растворах гипсоносных почв Голодной степи. Почвоведение. – 1971. № 12. С. 87–99.
215. Оцінка впливу на навколишнє середовище місць зберігання нафтошламів / А. Троценко, П. Дригулич, А. Пукіш, О. Максимчук 4-та науково-практична конференція “Проблеми та перспективи розвитку нафтогазової галузі України”, (4-8 жовтня 2010 р., м. Ялта, АР Крим): зб. тез доп. Ялта, 2010 С. 29-30.
216. Новикова А. В. Исследование засоленных и солонцовых почв: генезис, мелиорация, экология / А. В. Новикова. – Харьков: Институт почвоведения и агрохимии имени А.Н. Соколовского, 2009. – 743 с.
217. Ковда В. А. Почвоведение. Учеб для ун-тов. В 2 ч. / Под ред. В. А. Ковды, Б. Г. Розанова. Ч.1 Почва и почвообразование. – Москва: Высшая школа, 1988. – 400 с.
218. Артюшин А. М. Краткий справочник по удобрениям / А. М. Артюшин, Л. М. Державин. – Москва: Колос, 1984. – 208 с.
219. Південне відділення ВАСГНІЛ: зб. док. і матер. / НААН, ДНСГБ; уклад.: В. А. Вергунов, З. П. Кірпаль, В. І. Кучер та ін.; наук. ред. М. Д. Безуглий. Київ, 2011. - 544 с.
220. Деклараційний патент на винахід № 56382 Україна, МПК В09С 1/10. Спосіб відновлення (біоремедіації) ґрунтів, забруднених високомінералізованими водами, що виникають в процесах газо-і нафтовидобутку / Благодір Алевтина Михайлівна, Болоховський Владислав Вікторович, Нестеренко Олексій Григорович, Болоховська Валентина Антонівна, Нагорна Ольга Володимирівна, Самонова Лідія Сергіївна, Лилак Микола Миколайович, Бульбас Валерій Миколайович; заявник і патентовласник НВП «Біополітех», ПП «БТУ-центр». - № u 2001 106799; заявлено 05.10.01; опубл. 15.05.03, Бюл. № 5. – 4 с.

221. Деклараційний патент на винахід № 56381 Україна, МПК В09С 1/00, В09С 1/10. Спосіб відновлення (біоремедіації) ґрунтів при техногенних забрудненнях високомінералізованими водами, що виникають в процесах газо- і нафтовидобутку / Калінкін Олександр Григорович, Болоховська Валентина Антонівна, Самонова Лідія Сергіївна, Болоховський Владислав Вікторович, Нагорна Ольга Володимирівна, Бульбас Валерій Миколайович, Благодір Алевтина Михайлівна, Лилак Микола Миколайович; заявник і патентовласник НВП «Біополітех», ПП «БТУ-центр», ВАТ «Укрнафта». - № 2001 106797; заявлено 05.10.01; опубл. 15.05.03, Бюл. № 5. – 4 с.
222. Патент на корисну модель № 134891 U Україна, МПК С01F 5/40 (2006.01) G01N 33/18 (2006.01). Спосіб відновлення забруднених пластовими водами ґрунтів з використанням сульфату магнію патент / Мандрик О.М.; Пукіш А.В., Сидоренко О.І. заявник і патентовласник Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - № u 2018 12857; заявлено 26.12.18 ; опубл. 10.06.19, Бюл. № 11. – 4 с.
223. СОУ 90.0-00135390-128:2012 «Охорона довкілля. Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами»
224. СОУ 09.1-00135390-150:2013 «Вода для заводнення нафтових покладів. Технічні вимоги»
225. Produced Water and Associated Issues – A Manual for the Independent Operator [Електронний ресурс]. – 2003. – Режим доступу до ресурсу: [http://www.ogs.ou.edu/PTTC/pwm/produced\\_water.pdf](http://www.ogs.ou.edu/PTTC/pwm/produced_water.pdf).
226. Frankiewicz, T., 2001, “Understanding the Fundamentals of Water Treatment, the Dirty Dozen – 12 Common Causes of Poor Water Quality,” presented at the 11th Produced Water Seminar, Houston, TX, Jan. 17-19.
227. СОУ 11.1-00135390-094:2011 «Свердловини на нафту і газ та трубопроводи. Інгібіторний захист від солевідкладень».
228. Распространение сульфатредуцирующих бактерий в содово-соленых озерах Забайкалья. / Колосов Р.В., Захарюк А.Г., Козырева Л.П., Бурюхаев С. П. // *Вестник Бурятского государственного университета. Биология, география.* – 2010. №4. С. 96–98.

229. Гидрохимическая и микробиологическая характеристика минеральных озер Нухэ-Нур Восточное и Нухэ-Нур Западное (Забайкалье). / Захарюк А.Г., Абидуева Е.Ю., Ульзетуева И.Д., Намсараев, Б.Б. *Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География.* 2011. №4. С. 168–171.

230. Распространение и морфология бактерий-деструкторов в содовом озере Зун-Торей (Забайкалье). / Захарюк А.Г., Егорова Д.В., Намсараев Б.Б. *Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География.* 2010. – №4. С. 91–93.

ЦУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУ

ДОДАТКИ

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ, ІФНТУНГ



ЗАТВЕРДЖУЮ

Головний інженер НГВУ «Бориславнафтогаз»

В.В. Костецький  
«27» 2017 року

АКТ



**впровадження результатів науково-дослідної роботи**

про впровадження результатів наукових досліджень начальника лабораторії моніторингу вод та ґрунтів НДПІ ПАТ «Укрнафта» Пукіша А.В.

Комісія у складі:

Голова – заступник начальника НГВУ «Бориславнафтогаз» з охорони праці та екологічної безпеки Данчишак М.М.

Члени комісії

- начальник служби екологічної та радіаційної безпеки НГВУ «Бориславнафтогаз» Микитин О.В.
- інженер відділу екологічної та радіаційної безпеки НГВУ «Бориславнафтогаз» Мельникова М.Я.

цим Актом засвідчує, що результати наукових досліджень начальника лабораторії моніторингу вод та ґрунтів НДПІ ПАТ «Укрнафта» Пукіша А.В., а саме — метод відновлення засолених пластовими водами ґрунтів прийнято до впровадження в НГВУ «Бориславнафтогаз».

Суть методу полягає у визначенні ступеня засоленості ґрунтів, формуванні майданчиків для промивання ґрунтів, промиванні ґрунтів, і в подальшому виходячи з рівня їх забруднення обробленні забруднених ґрунтів реагентами, мінеральними та органічними добривами.

Застосування науково-практичних результатів досліджень з відновлення засолених пластовими водами ґрунтів дозволило суттєво прискорити процес відновлення забруднених пластовими водами земельних ділянок. Даний спосіб дозволяє мінімізувати та в короткі строки ліквідувати вплив високомінералізованих пластових вод на ґрунтовий покрив.

Голова комісії

Заступник начальника НГВУ «Бориславнафтогаз»  
з охорони праці та екологічної безпеки

Данчишак М.М.

Члени комісії

начальник служби екологічної та радіаційної  
безпеки НГВУ «Бориславнафтогаз»

Микитин О.В.

інженер служби екологічної та радіаційної безпеки  
НГВУ «Бориславнафтогаз» ПАТ «Укрнафта»

Мельникова М.Я.



ЗАТВЕРДЖУЮ

Начальник НГВУ «Охтирканафтогаз»

ПАТ «Укрнафта»

С.В. Наследніков  
2017 року

## АКТ

### впровадження результатів науково-дослідної роботи

про впровадження результатів наукових досліджень начальника лабораторії моніторингу вод та ґрунтів НДПІ ПАТ «Укрнафта» Пукіша А.В.

Комісія у складі:

Голова – заступник начальника НГВУ «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта» з охорони праці та техніки безпеки Ю.І. Решетило

Члени комісії

- начальник відділу екологічної та радіаційної безпеки НГВУ «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта» Чуєв О.В.

- інженер відділу екологічної та радіаційної безпеки НГВУ «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта» Колодяжний О.О.

цим Актом засвідчує, що результати наукових досліджень начальника лабораторії моніторингу вод та ґрунтів НДПІ ПАТ «Укрнафта» Пукіша А.В., а саме — методика визначення впливу супутньо-пластових вод на поверхневі і ґрунтові води прийнята до впровадження в НГВУ «Охтирканафтогаз».

Суть методики полягає у встановленні кореляційних зв'язків між основними макроіонами у досліджуваних водах та співставлення їх із зв'язками характерними для пластових вод та природних незабруднених вод.

Застосування науково-практичних результатів досліджень «Методика визначення впливу супутньо-пластових вод на поверхневі і ґрунтові води» дозволило підвищити рівень екологічної безпеки гідросфери в межах впливу об'єктів нафтогазовидобутку. Дана методика дозволяє встановити вплив високомінералізованих пластових вод ще на стадії, коли забруднення є мінімальним, мінералізація поверхневих і ґрунтових вод ще не є високою, тобто вплив пластових вод є незначним.

Голова комісії

Заступник начальника НГВУ «Охтирканафтогаз»  
з охорони праці та техніки безпеки

Решетило Ю.І.

Члени комісії

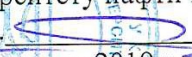
Начальник відділу екологічної  
та радіаційної безпеки НГВУ «Охтирканафтогаз»  
ПАТ «Укрнафта»

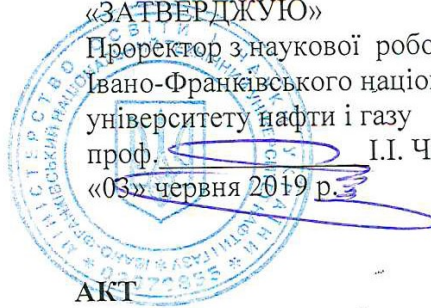
Чуєв О.В.

Інженер відділу екологічної та радіаційної безпеки  
НГВУ «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта»

Колодяжний О.О.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Проректор з наукової роботи  
Івано-Франківського національного технічного  
університету нафти і газу  
проф.  І.І. Чудик  
«03» червня 2019 р.



АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження  
начальника служби охорони довкілля і моніторингових досліджень  
ПАТ «Укрнафта»  
Пукіша Арсена Володимировича

Ми, що нижче підписалися, комісія у складі:

Голова – д.т.н., професор, завідувач кафедри екології Адаменко Я.О.  
члени комісії:

- Орфанова Марія Михайлівна, к.т.н., доцент кафедри екології;
- Михайлюк Юлія Дмитрівна, к.т.н., доцент кафедри екології;

склали цей акт про те, що результати наукових дисертаційних досліджень начальника служби охорони довкілля і моніторингових досліджень ПАТ «Укрнафта» Пукіша Арсена Володимировича використовуються під час підготовки фахівців за спеціальностями 101-Екологія та 183-Технології захисту навколишнього середовища, а саме:

- спосіб встановлення наявності впливу пластових вод на підземні прісні водоносні горизонти та поверхневі води при викладанні дисципліни «Оцінка впливів на довкілля» для студентів денної та заочної форми навчання за спеціальностями 101-Екологія та 183-Технології захисту навколишнього середовища, ступеня магістр;
- математична модель поширення забруднюючих речовин підземними прісними водоносними горизонтами у випадку розгерметизації мероміктичної водоюми «Комп'ютерна обробка екологічної інформації» для студентів денної та заочної форми навчання за спеціальностями 101-Екологія та 183-Технології захисту навколишнього середовища, ступеня бакалавр;
- залежності водно-сольового балансу ґрунтів та спосіб відновлення засолених ґрунтів, що зазнали впливу пластових вод із застосуванням розчину сульфату магнію при викладанні дисципліни «Екологічна безпека» для студентів денної та заочної форми навчання за спеціальностями 101-Екологія та 183-Технології захисту навколишнього середовища, ступеня бакалавр;

Голова комісії  
д.т.н., професор

Члени комісії:

Я.О. Адаменко

М.М. Орфанова

Ю.Д. Михайлюк

Таблиця Д.1 – Результати досліджень ґрунтів із вмістом токсичних солей менше 500 мг/кг

Дата відбору проб	Об'єкт досліджень, номер протоколу результатів досліджень	рН водної витяжки, ГДК = 5,5-8,2 од. рН	Вміст карбонатів, мг/кг	Вміст бікарбонатів, мг/кг	Вміст хлоридів, мг/кг	Вміст кальцію, мг/кг	Вміст магнію, мг/кг	Вміст сульфатів, мг/кг ГДК = 160 мг/кг	Вміст натрію, мг/кг	Вміст калію, мг/кг	Щільний залишок, %	Токсичні солі, мг/кг ГДК = 2500 мг/кг	Вміст нафтопродуктів, мг/кг
28.03.16	ділянка в районі розташування нафтопроводу Анастасівка-Чижівка (протокол №17)	8,03	н/в	427,00	189,39	140,00	12,20	4,07	60,70	4,50	0,11	267,07	0,00
		8,30	н/в	305,00	180,78	90,00	15,25	5,28	49,40	6,40	0,07	281,68	0,00
		8,35	н/в	274,50	51,65	85,00	9,15	11,79	21,40	7,10	0,08	109,67	0,00
		8,48	н/в	335,50	103,31	70,00	15,25	3,25	30,80	8,20	0,08	274,96	0,00
28.03.16	ділянка в районі розташування нафтопроводу Великі Бубни - Талалаївка (протокол № 12)	8,10	н/в	274,50	34,44	80,00	12,20	4,07	8,60	13,60	0,08	90,21	30,00
		7,95	н/в	305,00	43,04	70,00	15,25	2,03	9,90	28,20	0,06	162,08	40,00
		8,35	н/в	427,00	38,74	95,00	9,15	0,81	7,40	9,20	0,05	193,84	120,00
		8,45	н/в	457,50	36,16	110,00	12,20	3,25	7,80	7,80	0,05	181,97	50,00
		8,08	н/в	274,50	43,04	85,00	21,35	10,98	9,70	11,20	0,06	100,75	50,00
		7,80	н/в	213,50	154,96	50,00	18,30	2,85	7,40	44,80	0,06	244,76	170,00
28.03.16	ділянка в районі розташування ГЗУ-3 – ГЗУ-6 (протокол № 15)	8,50	н/в	335,50	34,44	30,00	9,15	60,57	109,30	3,90	0,05	457,61	120,00
		8,47	н/в	305,00	90,39	35,00	12,20	66,26	108,30	6,00	0,09	475,58	170,00
		7,30	н/в	213,50	68,87	45,00	21,35	80,08	47,60	2,40	0,08	294,38	80,00
		7,48	н/в	244,00	43,04	90,00	64,05	181,71	79,30	3,50	0,09	344,45	100,00
		7,08	н/в	152,50	43,04	60,00	12,20	3,25	10,00	19,50	0,07	55,24	0,00
28.03.16	Козіївка-Сидоряче	7,35	н/в	61,00	17,22	20,00	12,20	6,91	17,90	7,00	0,05	54,33	290,00
		7,27	н/в	76,25	25,83	25,00	9,15	6,91	15,80	4,50	0,04	57,81	470,00

		7,05	н/в	45,75	25,83	15,00	9,15	5,28	18,60	4,00	0,05	40,34	2050,00
		6,90	н/в	48,80	24,97	20,00	15,25	8,94	20,10	2,50	0,02	40,22	2710,00
		7,10	н/в	45,75	34,44	15,00	12,20	19,92	15,90	2,60	0,03	66,63	1400,00
		7,15	н/в	61,00	30,13	25,00	21,35	13,82	16,10	2,70	0,02	53,40	1630,00
		7,71	н/в	91,50	17,22	45,00	27,45	10,57	9,00	3,60	0,03	44,67	80,00
14.08.15	БКНС ЦВНГ- 1 Бугри (протокол 40)	8,04	н/в	244,00	34,44	45,00	15,25	8,86	65,60	7,70	0,14	231,12	40,00
		8,10	н/в	247,05	33,57	50,00	12,20	29,75	78,40	8,80	0,06	248,72	20,00
		7,48	н/в	183,00	38,74	20,00	9,15	22,15	28,90	8,10	0,08	221,04	32,00
		7,40	н/в	152,50	39,60	55,00	18,30	7,59	29,90	6,00	0,07	87,80	20,00
		6,62	н/в	122,00	43,04	40,00	15,25	10,13	10,40	5,50	0,02	68,62	24,00
		6,61	н/в	61,00	25,83	50,00	9,15	3,80	9,80	3,80	0,06	34,98	1344,00
17.05.15	Свд 134 Коржі (протокол №11)	7,55	н/в	183,00	116,22	90,00	42,70	131,01	75,40	5,30	0,15	293,67	20000,00
		8,12	н/в	259,25	198,00	100,00	64,05	49,37	75,40	5,40	0,10	351,21	11100,00
		7,51	н/в	381,25	64,57	120,00	70,15	12,03	28,60	17,90	0,18	191,20	20000,00
		8,05	н/в	259,25	43,90	95,00	67,10	17,72	27,20	6,70	0,07	138,20	4572,00
		8,06	н/в	262,30	116,22	130,00	76,25	97,47	32,90	5,10	0,08	225,37	2024,00
		8,23	н/в	320,25	172,18	125,00	73,20	147,47	46,80	5,80	0,10	392,13	5700,00
		8,02	н/в	259,25	43,04	95,00	61,00	60,76	19,60	3,90	0,06	160,78	1584,00
		8,05	н/в	274,50	47,35	105,00	33,55	1,90	20,80	3,40	0,07	101,70	868,00
		8,23	н/в	305,00	64,57	135,00	88,45	132,28	38,10	4,40	0,07	239,91	0,00
		8,31	н/в	259,25	64,57	150,00	82,35	148,73	43,00	5,00	0,14	189,92	64,00
13.03.15	БКНС ЦВНГ- 1 Бугри (протокол №12)	6,67	н/в	76,25	25,83	50,00	15,25	7,59	20,60	4,20	0,05	41,08	0,00
		6,87	н/в	79,30	43,04	35,00	18,30	6,33	19,20	4,90	0,06	61,34	0,00
		9,50	н/в	335,50	34,44	45,00	12,20	29,67	99,70	4,60	0,10	374,49	72,00
25.03.16	Св 61 Гл-Розб (протокол № 21)	7,20	н/в	183,00	43,04	45,00	18,30	17,07	93,50	7,10	0,14	217,90	110,00
		7,50	н/в	244,00	60,26	25,00	12,20	14,23	147,30	6,70	0,16	401,87	0,00
24.03.16	ГТУ-3 УКП (протокол № 20)	8,64	н/в	305,00	25,83	85,00	12,20	7,72	24,80	4,90	0,06	116,73	500,00
		8,65	н/в	320,25	21,52	80,00	15,25	0,41	24,70	3,50	0,07	138,54	0,00

## Продовження Додатку Д

		8,34	н/в	122,00	34,44	20,00	12,20	15,45	10,20	3,20	0,05	133,38	30,00
23.05.16	ГТУ-6 Чижівка (протокол № 22)	8,89	н/в	472,75	34,44	60,00	9,15	32,52	67,70	3,10	0,11	433,86	2000,00
		8,51	н/в	427,00	17,22	95,00	12,20	55,28	7,80	13,30	0,08	230,24	90,00
13.08.15	203 Гл-розб (протокол № 45)	8,73	н/в	427,00	86,09	115,00	27,45	10,76	109,60	7,10	0,10	201,13	1020,00
		8,66	н/в	488,00	51,65	65,00	33,55	10,76	133,20	11,00	0,07	386,04	360,00
14.08.15	В Бубни – Талалаївка (протокол № 42)	7,10	н/в	259,25	77,48	25,00	18,30	3,80	100,20	4,70	0,16	382,90	7140,00
		8,10	н/в	427,00	25,83	30,00	18,30	37,34	12,20	1,90	0,11	429,32	20000,00
		7,68	н/в	366,00	34,44	50,00	3,05	46,20	12,00	1,80	0,14	309,44	5280,00
		8,80	н/в	305,00	38,74	50,00	3,05	5,06	19,40	5,10	0,08	219,01	140,00
		8,70	н/в	335,50	37,02	25,00	3,05	5,70	17,10	4,20	0,07	322,24	180,00
		7,82	н/в	350,75	34,44	25,00	3,05	13,29	59,70	4,50	0,16	385,10	8320,00
31.08.15	БКНС ЦВНГ-1 Бугри (протокол № 40)	8,04	н/в	244,00	34,44	45,00	15,25	8,86	65,60	7,70	0,14	231,12	40,00
		8,10	н/в	247,05	33,57	50,00	12,20	29,75	78,40	8,80	0,06	248,72	20,00
		7,48	н/в	183,00	38,74	20,00	9,15	22,15	28,90	8,10	0,08	221,04	32,00
		7,40	н/в	152,50	39,60	55,00	18,30	7,59	29,90	6,00	0,07	87,80	20,00
		6,62	н/в	122,00	43,04	40,00	15,25	10,13	10,40	5,50	0,02	68,62	24,00
		6,61	н/в	61,00	25,83	50,00	9,15	3,80	9,80	3,80	0,06	34,98	1344,00
13.08.16	Козіївка-Сидоряче (протокол № 41)	8,15	н/в	183,00	30,13	25,00	3,05	12,03	15,10	3,00	0,06	167,18	3840,00
		8,02	н/в	186,05	34,44	25,00	3,05	17,09	14,60	2,70	0,06	179,10	3620,00
		7,25	н/в	167,75	33,57	н/в	18,30	11,39	10,90	6,10	0,04	231,02	1890,00
		7,14	н/в	152,50	34,44	н/в	18,30	8,86	5,30	7,70	0,05	214,10	2990,00
		7,10	н/в	167,75	30,13	25,00	3,05	13,29	9,00	1,20	0,05	138,10	1830,00
		7,05	н/в	122,00	41,32	25,00	3,05	8,23	8,60	0,90	0,04	98,48	3170,00
		7,30	н/в	183,00	38,74	30,00	3,05	24,05	3,90	8,90	0,05	157,49	110,00
		7,48	н/в	213,50	30,13	30,00	н/в	32,28	7,00	9,00	0,06	184,56	80,00
16.03.15	В Бубни-Талалаївка (протокол № 14)	6,66	н/в	137,25	30,13	30,00	27,45	20,25	56,20	2,60	0,05	179,94	13830,00
		7,23	н/в	76,25	86,09	25,00	21,35	10,13	36,30	1,80	0,11	153,99	400,00
		6,77	н/в	76,25	21,52	35,00	18,30	7,59	6,50	3,40	0,01	46,32	840,00

		6,61	н/в	45,75	12,91	55,00	15,25	0,63	6,70	4,20	0,01	34,86	660,00
		6,95	н/в	76,25	21,52	60,00	12,20	3,80	6,80	3,40	0,02	40,52	110,00
		6,92	н/в	45,75	17,22	45,00	15,25	4,43	6,90	2,50	0,01	39,37	160,00
13.03.15	Козіївка-Сидоряче (протокол № 13)	6,68	н/в	45,75	21,52	20,00	12,20	18,35	10,20	4,80	0,01	50,35	7690,00
		6,67	н/в	15,25	73,17	35,00	9,15	78,48	9,20	1,90	0,01	98,12	12220,00
		6,93	н/в	45,75	21,52	10,00	27,45	10,13	8,60	1,60	0,01	74,40	220,00
		6,62	н/в	45,75	17,22	15,00	21,35	1,90	6,30	1,50	0,01	40,54	3610,00

ПУКІШ АРСЕН ВОЛОДИМИРОВИЧ

Таблиця Д.2 - Результати досліджень ґрунтів із вмістом токсичних солей більше 500 мг/кг

Дата відбору проб	Об'єкт досліджень, номер протоколу результатів досліджень	рН водної витяжки, ГДК = 5,5-8,2 од. рН	Вміст карбонатів, мг/кг	Вміст бікарбонатів, мг/кг	Вміст хлоридів, мг/кг	Вміст кальцію, мг/кг	Вміст магнію, мг/кг	Вміст сульфатів, мг/кг ГДК = 160 мг/кг	Вміст натрію, мг/кг	Вміст калію, мг/кг	Щільний залишок, %	Токсичні солі, мг/кг ГДК = 2500 мг/кг	Вміст нафтопродуктів, мг/кг
28.03.16	Анастасівка-Чижівка ОУ-500 (протокол № 17)	8,20	н/в	244,00	2840,89	500,00	12,20	9,76	1921,50	14,50	0,95	4774,59	0,00
		8,65	н/в	366,00	3701,76	235,00	82,35	10,98	2265,00	28,10	0,86	6049,11	0,00
28.03.16	ГТУЗ-ГТУ6 (протокол № 16)	8,90	н/в	305,00	602,61	70,00	30,50	19,92	534,00	11,80	0,17	1278,89	18290,00
		8,12	н/в	396,50	2781,29	655,00	134,20	180,49	1069,00	20,60	0,88	3984,49	3490,00
		8,44	н/в	335,50	206,61	70,00	36,60	30,49	125,50	4,10	0,08	521,55	720,00
		8,20	н/в	305,00	215,22	65,00	54,90	48,78	123,80	5,00	0,09	549,78	480,00
14.08.15	БКНС ЦВНГ- 1 Бугри (протокол № 40)	9,34	н/в	518,50	25,83	65,00	12,20	8,23	141,50	8,50	0,14	508,33	28,00
		9,35	н/в	521,55	34,44	40,00	18,30	17,09	130,70	9,30	0,08	600,28	0,00
13.03.15	БКНС ЦВНГ- 1 Бугри (протокол № 12)	8,92	н/в	564,25	1291,31	115,00	54,90	22,15	2344,00	21,70	0,46	3926,45	140,00
		8,81	н/в	564,25	1635,66	105,00	45,75	10,76	1237,00	22,90	0,42	3173,71	80,00
		9,23	н/в	594,75	81,78	65,00	27,45	69,62	241,30	17,40	0,19	816,98	0,00
		8,96	н/в	686,25	430,44	110,00	51,85	36,08	623,40	17,70	0,24	1493,07	68,00
		9,34	н/в	991,25	215,22	120,00	39,65	62,66	453,10	38,00	0,39	1396,49	1080,00
		9,12	н/в	823,50	258,26	115,00	54,90	73,42	881,60	24,90	0,28	1741,51	184,00



14.05.14	БКНС ЦВНГ- 1 Бугри (протокол № 12)	9,67	н/в	427,00	116,22	40,00	9,15	112,32	181,40	7,70	0,15	724,29	60,00
		8,81	н/в	503,25	305,61	50,00	18,30	234,79	255,80	30,10	0,52	1165,50	40,00
		9,77	н/в	442,25	108,47	45,00	15,25	70,29	152,90	7,80	0,17	652,14	30,00
		8,67	н/в	396,50	550,96	60,00	12,20	28,26	375,20	27,40	0,49	1180,43	0,00
		8,95	н/в	366,00	167,87	55,00	24,40	356,53	49,10	39,10	0,80	796,43	0,00
		8,51	н/в	228,75	142,04	35,00	18,30	447,83	57,90	22,30	0,47	788,26	0,00
01.08.16	ГТУ-6 Чижівка (протокол № 46)	9,14	н/в	274,50	7231,35	205,00	48,80	43,09	3394,00	34,10	1,03	10674,15	750,00
		9,10	н/в	183,00	6284,39	260,00	51,85	39,84	3987,00	41,80	1,33	10323,24	1300,00
		9,15	н/в	244,00	1377,40	100,00	24,40	5,28	966,00	20,20	0,33	2367,80	600,00
		9,48	н/в	518,50	1067,49	85,00	18,30	10,16	861,00	17,10	0,31	2216,63	160,00
		9,02	н/в	244,00	5165,25	220,00	61,00	41,87	3542,00	39,30	1,19	8768,25	40,00
		9,50	н/в	488,00	2582,63	235,00	103,70	34,55	3553,00	40,20	0,65	6239,33	110,00
		9,00	н/в	274,50	25,83	65,00	36,60	32,93	13,10	4,40	0,06	185,03	80,00
01.08.16	Св 66 Гл-Розб (протокол № 45)	8,90	н/в	335,50	1334,36	200,00	30,50	3,25	791,50	11,30	0,41	2156,36	304,00
		8,55	н/в	305,00	404,61	215,00	64,05	19,51	101,90	8,70	0,27	570,56	24,00
		8,92	н/в	366,00	550,96	90,00	33,55	2,85	346,30	9,20	0,17	1025,61	348,00
25.03.16	Св 61 Гл-Розб (протокол № 21)	9,58	н/в	884,50	34,44	75,00	15,25	0,81	190,50	20,30	0,26	897,13	810,00
		9,64	н/в	732,00	25,83	50,00	21,35	5,69	215,50	22,80	0,31	848,12	30,00
24.03.16	ГТУЗ УКП (протокол № 20)	9,60	н/в	884,50	25,83	50,00	12,20	8,54	279,80	13,40	0,19	1058,62	2320,00
		9,28	н/в	518,50	86,09	40,00	18,30	8,54	272,90	8,90	0,15	782,53	3900,00
		9,73	н/в	533,75	43,04	25,00	9,15	8,94	134,40	6,70	0,10	653,16	1200,00
		9,10	н/в	488,00	86,09	40,00	6,10	11,79	167,10	8,50	0,14	637,28	290,00

23.05.16	ГТУ 6 Чижівка (протокол № 22)	9,40	н/в	579,50	25,83	50,00	9,15	41,87	122,90	5,30	0,11	627,00	280,00
		9,05	н/в	549,00	30,13	45,00	18,30	84,15	129,10	8,10	0,14	673,66	100,00
		9,26	н/в	305,00	30,13	40,00	21,35	36,59	184,40	10,10	0,17	455,67	390,00
		9,86	н/в	579,50	34,44	75,00	24,40	17,07	171,10	16,80	0,25	598,14	130,00
		9,58	н/в	610,00	25,83	30,00	18,30	32,93	88,30	5,20	0,14	684,01	640,00
		9,90	н/в	1037,00	34,44	55,00	24,40	26,42	154,80	9,50	0,21	1109,59	740,00
		8,98	н/в	488,00	51,65	50,00	15,25	58,54	77,60	3,40	0,14	538,79	580,00
01.08.16	ГТУЗ УКП (протокол № 43)	9,10	н/в	427,00	137,74	65,00	15,25	19,92	160,00	6,80	0,14	561,99	210,00
		9,27	н/в	579,50	318,52	75,00	18,30	2,03	328,70	7,50	0,26	1018,69	1960,00
		9,85	н/в	915,00	137,74	120,00	24,40	2,44	294,70	13,80	0,28	1008,89	390,00
		9,84	н/в	1555,50	301,31	255,00	18,30	3,25	379,00	26,30	0,36	1480,91	590,00
		9,75	н/в	884,50	318,52	65,00	27,45	28,46	365,90	12,30	0,21	1426,91	360,00
		9,51	н/в	640,50	602,61	50,00	6,10	51,63	559,00	10,30	0,15	1707,59	1920,00
24.03.16	203 Глинсько- Розб (протокол № 18)	9,27	н/в	884,50	43,04	80,00	15,25	8,54	285,90	22,70	0,22	993,64	450,00
		9,42	н/в	884,50	43,90	120,00	24,40	6,91	247,10	20,70	0,18	841,43	370,00
		9,70	н/в	976,00	172,18	75,00	33,55	19,11	186,30	49,40	0,90	1158,76	200,00
		9,75	н/в	854,00	103,31	120,00	45,75	5,69	479,70	74,50	0,37	1123,06	260,00
		9,40	н/в	793,00	172,18	70,00	24,40	1,63	221,20	27,60	0,29	999,26	110,00
		9,50	н/в	823,50	137,74	110,00	36,60	3,25	308,70	57,60	0,48	974,85	150,00
		10,05	н/в	1342,00	172,18	120,00	30,50	7,32	371,50	41,90	0,36	1558,10	140,00
		9,99	н/в	1281,00	103,31	125,00	42,70	20,33	381,80	74,40	0,64	1066,72	150,00

25.08.16	203 Глинсько-Розб (протокол № 42)	9,53	н/в	396,50	1291,31	55,00	6,10	16,26	1363,50	16,80	0,32	2906,20	40,00
		9,35	н/в	381,25	1618,45	65,00	21,35	20,73	2199,50	33,20	0,54	4043,36	160,00
		8,11	н/в	335,50	10261,63	400,00	88,45	15,45	3050,00	33,90	1,10	13400,08	150,00
		8,24	н/в	244,00	9555,71	630,00	164,70	16,26	6390,00	117,50	2,14	16110,41	130,00
		10,10	н/в	579,50	258,26	115,00	24,40	23,58	471,50	34,00	0,56	1007,08	40,00
		9,95	н/в	854,00	344,35	105,00	39,65	6,10	486,50	30,10	0,44	1410,88	60,00
		9,53	н/в	579,50	688,70	105,00	57,95	21,54	2224,00	30,40	0,60	3251,98	70,00
		9,26	н/в	335,50	4046,11	165,00	67,10	30,49	3318,00	25,90	0,89	4113,21	0,00
11.03.15	ГТУ-3 УКП (протокол № 7)	9,62	н/в	671,00	34,44	65,00	21,35	68,35	277,10	13,10	0,17	874,32	1370,00
		9,53	н/в	640,50	216,08	55,00	15,25	86,71	371,10	14,00	0,19	1162,17	1180,00
		9,60	н/в	716,75	47,35	75,00	18,30	2,53	293,50	13,50	0,20	850,06	1120,00
		9,59	н/в	716,75	103,31	50,00	24,40	16,46	294,30	12,40	0,19	1002,96	790,00
		9,20	н/в	2729,75	817,83	70,00	21,35	12,03	1864,00	21,10	0,30	5231,81	2280,00
		8,90	н/в	472,75	4051,28	75,00	30,50	7,59	2936,00	18,40	0,44	7269,75	830,00
13.08.15	203 Гл-Розб (протокол № 45)	8,79	н/в	396,50	2926,98	110,00	12,20	106,96	2289,00	31,40	0,45	5396,69	20000,00
		8,67	н/в	549,00	5337,43	155,00	24,40	184,17	3508,00	58,40	0,86	9131,04	18090,00
		9,38	н/в	1586,00	860,88	85,00	91,50	5,70	917,50	20,00	0,23	3202,75	650,00
		9,75	н/в	1464,00	688,70	120,00	42,70	48,73	852,00	39,00	0,14	2730,74	680,00
		9,55	н/в	701,50	1377,40	85,00	9,15	41,14	1090,00	23,60	0,33	2960,37	430,00
		9,51	н/в	1037,00	1893,93	85,00	61,00	50,00	1441,00	32,40	0,44	4224,11	490,00
		9,57	н/в	701,50	1721,75	95,00	24,40	35,44	1445,00	33,70	0,36	3638,83	370,00
		9,52	н/в	793,00	2582,63	100,00	12,20	33,54	2365,00	34,60	0,42	3116,88	440,00

УКРАЇНА



# ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 122650

СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ ВПЛИВУ  
ВИСОКОМІНЕРАЛІЗОВАНИХ ПЛАСТОВИХ ВОД НА  
ПРИРОДНІ ВОДИ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 25.01.2018.

Заступник міністра економічного розвитку і торгівлі України

М.І. Тітарчук



УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 134891

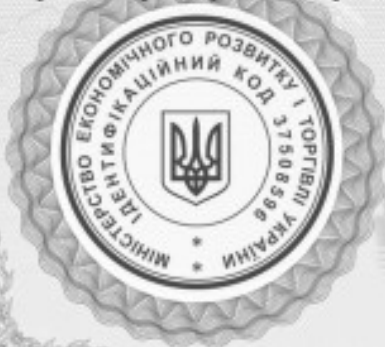
СПОСІБ ВІДНОВЛЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ПЛАСТОВИМИ  
ВОДАМИ ҐРУНТІВ З ВИКОРИСТАННЯМ СУЛЬФАТУ  
МАГНІЮ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи  
і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні  
моделі 10.06.2019.

Заступник Міністра економічного  
розвитку і торгівлі України

Ю.П. Бровченко



ПУБЛІЧНЕ АКЦІОНЕРНЕ ТОВАРИСТВО  
„УКРНАФТА”

СТАНДАРТ ОРГАНІЗАЦІЇ

---

ОХОРОНА ДОВКІЛЛЯ  
ТЕХНОЛОГІЯ ВІДНОВЛЕННЯ ҐРУНТІВ, ЗАСОЛЕНИХ СУПУТНЬО-  
ПЛАСТОВИМИ ВОДАМИ

СОУ 90.0-00135390-128:2012

ПАТ „УКРНАФТА”  
РЕГІСТРАЦІОНА КОД № 2

ПРИМІРНИК № 2

ІНВЕНТАРНИЙ № 120

СОУ 90.0-00135390-128:2012

## ПЕРЕДМОВА

## 1 РОЗРОБЛЕНО

Науково-дослідний і проектний інститут ПАТ „Укрнафта”

РОЗРОБНИКИ: А.В. Пукіш, канд. техн. наук (керівник розробки); І.І. Корицький;  
П.Г. Дригулич, канд. геол. наук; О.І. Максимчук, Т.І. Крижанівська

## 2 ПРИЙНЯТО ТА НАДАНО ЧИННОСТІ

Наказом ПАТ „Укрнафта” від 28.02.2012р. № 68

## 3 НА ЗАМІНУ:

СТП 320.00135390.157-2003 „Технологія відновлення ґрунтів, засолених  
пластовими водами, з використанням різних форм біоактиватора”

---

Право власності на цей документ належить ПАТ „Укрнафта”  
Відтворення, тиражування і розповсюдження його повністю чи частково на  
будь-яких носіях інформації без дозволу заборонено



Публічне акціонерне товариство  
«Укрнафта»  
Несторівський провулок, 3-5  
Київ, 04053, Україна  
тел. +38044 506 1003  
факс +38044 503 0389  
www.ukrnafta.com

Public joint stock company  
«Ukrnafta»  
Nestorivski by-street, 3-5  
Kyiv, 04053, Ukraine  
tel. +38044 506 1003  
fax +38044 503 0389  
www.ukrnafta.com

## Наказ

«28» лютого 2012 р.

№ 68

Про впровадження  
стандарту організації

З метою встановлення порядку проведення робіт по відновленню засолених ґрунтів,

### НАКАЗУЮ:

1. Затвердити і ввести в дію з 01.03.2012 р. СОУ 90.0-00135390-128:2012 "Технологія відновлення ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами".
2. Встановити термін першої перевірки СОУ – через 5 років.
3. Вважати таким, що втратив чинність з 01.03.2012 р. СТП 320.00135390.157-2003 "Технологія відновлення ґрунтів, засолених пластовими водами, з використанням різних форм біоактиватора".
4. Керівникам структурних одиниць, що є виконавцями робіт по відновленню ґрунтів, засолених супутньо-пластовими водами, забезпечити впровадження, організувати вивчення СОУ посадовими особами, які залучені до виконання робіт та встановити контроль за дотриманням вимог СОУ 90.0-00135390-128:2012.
5. НДПІ ПАТ "Укрнафта" (Тарабариніву П.В.) організувати тиражування і забезпечити необхідною кількістю примірників СОУ основних виконавців робіт.
6. Контроль за виконанням наказу покласти на директора департаменту будівництва та науково-технічної політики Троценка В.О.

Голова Правління



П.Ванхек