

СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

АБЛЄЄВА ІРИНА ЮРІЇВНА

УДК 502/504:622.276(477)(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ СИСТЕМНОГО ПІДХОДУ ДО ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАФТОВИДОБУВНИХ ТЕРИТОРІЙ

Спеціальність 21.06.01 – Екологічна безпека

Галузь знань – технічні 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



І. Ю. Аблєєва

Науковий консультант Пляцук Леонід Дмитрович, доктор технічних наук,
професор

Суми – 2022

АНОТАЦІЯ

Аблєєва І. Ю. Науково-теоретичні основи системного підходу до підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук (доктора наук) за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека. – Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2022.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 55.051.04. Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2023.

Дисертаційна робота присвячена розв'язанню науково-теоретичної проблеми зниження рівня техногенного навантаження на довкілля від об'єктів нафтового видобування, зокрема у районах активного буріння та освоєння свердловин, що призводить до деструктивних впливів на всі компоненти навколишнього природного середовища, особливо під час аварійних ситуацій, які супроводжуються розливами нафти і нафтопродуктів.

Розроблено науково-методологічні основи системного підходу до оцінювання впливу відходів нафтовидобування на довкілля та екологічно безпечного поводження з ними, що забезпечує зниження техногенного навантаження на навколишнє природне середовище від нафтовидобувної промисловості.

Удосконалено методологічну основу системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження на навколишнє природне середовище під час видобування нафти та науково-практичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів із використанням біоінформаційних баз даних.

Розроблено науково-методологічний підхід до дослідження та впровадження технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації, що дозволило підвищити рівень екологічної безпеки відповідних

територій за рахунок скорочення часу ліквідації забруднення та підвищення ефективності процесу.

Біотехнологічний метод знезараження нафтозабруднених ґрунтів стає все більш популярним і корисним у наш час завдяки своїм перевагам і позитивним характеристикам перед фізико-хімічними методами. Висока ефективність розкладання нафтових вуглеводнів різними штамами бактерій пояснюється здатністю конкретного живого організму включати ці речовини в метаболічні процеси клітини. Чисельні дослідження показують, що ацени, нафтеніві, парафінові вуглеводні доступні практично для всієї аборигенної мікрофлори.

Теоретично обґрунтовано підходи до моделювання біоремедіації нафтозабруднених об'єктів, що зводяться до визначення складу нафтодеструктивних консорціумів із застосуванням біоінформаційних баз даних, що забезпечує ефективну біоаугментацію. Біостимуляція необхідна для підвищення ефективності розроблених біопрепаратів, тому науково обґрунтовано застосування анаеробного дигестату відповідно до методологічної основи системного підходу.

Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено ефективність застосування анаеробного дигестату як біостимулятора у складі бактеріальних препаратів на підставі наявності в ньому необхідного комплексу поживних речовин для нафтодеструктивних мікрорганізмів, що задовольняє вимогам екологічної безпеки щодо комплексного поводження з відходами.

У пробах забрудненого нафтою ґрунту виявлено такі хімічні речовини: н-алкани, фтор, антрацен, фенантрен, пірен, толуол, ксилол, бензол, інші НВ. Досліджено залежність ступеню деградації нафти від часу експозиції τ та початкової концентрації нафти C_i . Результати досліджень показали, що максимальний ступінь деградації нафти на рівні 80 % встановлено за C_i в межах 4–8 г/кг і $\tau = 70$ діб.

Поліциклічні ароматичні вуглеводні, виявлені в забруднених пробах ґрунту, мають різні реакційні модулі біохімічного катаболізму. Більшість досліджених перетворень включають різні ферментні системи, а отже, і різні штами

мікроорганізмів, що обґрунтовує ефективність консорціуму. Визначено, що до групи найбільш продуктивних бактерій і грибів у цьому контексті належать *Pseudoxanthomonas spadix*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Rhodococcus opacus*, *Acinetobacter baumannii*, *Bacillus cereus*, *Actinomyces sp.*, *Mycobacterium flavescens*.

Експерименти з оброблення нафтозабруднених ґрунтів показали збільшення біодеградації у разі застосування біоаугментації. Результати експерименту свідчать, що 100 % концентрації нафти було засвоєно через 20, 25 та 35 днів для зразків ґрунту з вихідними концентраціями вуглеводнів на рівні 5, 10 та 15 г/кг відповідно.

Розроблено схему деградації ароматичних сполук, наведену з комбінованими схемами реакційних модулів біодеструкції ароматичних сполук. Досліджені реакції складаються з трьох основних модулів дигідроксилування ароматичного кільця, за яким слідує модуль мета- або орто-розщеплення та ко-дигідроксилування та розщеплення ароматичного кільця разом із модулем попередньої обробки для перетворення метильної групи в карбоксильну групу на ароматичному кільці.

Аналіз шляхів деградації ароматичних сполук показав, що основний модуль деструкції включає руйнування толуолу та бензоату, орто-розщеплення катехолу та мета-розщеплення катехолу, руйнування ксилолу, нафталіну, фталату. Моделювання консорціуму бактерій, що розкладають нафтопродукти, здатних до біоаугментації проводилось на основі модуля реакцій деградації ароматичних сполук, дослідження різних ферментних систем, які каталізують певні реакції, та визначення бактерій, здатних продукувати відповідні ферменти. Ідентифікація повного геному бактерій за допомогою IslandViewer 4 дозволила створити консорціум нафтодеструктивних бактерій, що складається з таких штамів: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9. Співвідношення між зазначеними штамми мікроорганізмів у

консорціумі було встановлено на рівні 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

Системний підхід передбачає дослідження нафтовидобувної діяльності як системного цілого, тому була проведена декомпозиція процесу на взаємопов'язані складові з метою виділення ключових факторів впливу на всіх стадіях процесу. Визначено, що на етапі проведення сейсмозвідувальних робіт основним екодестабілізуючим чинником є шум, по відношенню до якого китоподібні і ластоногі виступають як найбільш чутливі реципієнти. Буріння свердловин та видобування нафти супроводжуються забрудненням середовища існування морських гідробіонтів нафтою, буровим шламом, буровими стічними водами, важкими металами, радіоактивними елементами.

Запропоновано методологію впливу нафти на водні екосистеми відповідно до системного підходу, що полягає у визначенні факторів, які впливають на поведінку та долю нафтових сполук, застосуванні методів математичного моделювання для дослідження процесу розтікання нафтової плівки на поверхні води та методу оцінки впливових концентрацій хімічних речовин на біоту, зокрема методу ансамблевої оцінки.

Для прогнозування рівня навантаження розроблено систему індикаторів та сигнальних показників якості, що враховує як фізико-хімічні властивості абіотичної компоненти екосистеми, так і параметри еколого-трофічних груп біоти.

Розроблено технологію поводження з буровими відходами, що полягає у збиранні відходів буріння, регулюванні рН та обробленні коагулянтами і флокулянтами, розділенні відходів на тверду і рідку фази у полі дії відцентрових сил, що апаратурно здійснюється в центрифусі чи декантері. Встановлено залежність ефективності седиментації від дози коагулянту і флокулянту під час реалізації розробленої технології розділення бурового шламу під впливом відцентрових сил, зокрема науково обґрунтовано дози алюміній сульфату та поліакрїламіду на рівні 30 % та 0,1–0,2 % за основною речовиною відповідно.

Реалізація розробленого способу забезпечує повторне використання освітленої та очищеної води у технологічному процесі, зокрема під час приготування бурового розчину, нафтової фази для одержання палива або як додатку до паливних сумішей, утилізацію механічної фракції з одержанням будівельних конструкцій, тим самим знижує техногенне навантаження на довкілля під час буріння нафтових свердловин.

Сформовано науково-методичні підходи до застосування теорії нечіткої логіки в екологічних дослідженнях, зокрема під час проведення математичного моделювання безпеки системи «видобування нафти – бурові відходи – вплив на навколишнє середовище» та екологічного ризику.

Запропоновано науково-методичний підхід до моделювання фільтрації нафти через пористе середовище, що забезпечило прогнозування глибини та площі забруднення ґрунту, та зниження екологічного ризику від аварійних розливів нафти.

Розроблено науково-теоретичні підходи до застосування програмного забезпечення ANSYS у розв'язанні проблем екологічної безпеки, зокрема з метою математичного моделювання процесу поширення нафти через пористе середовище, що дозволило розробити комплекс науково обґрунтованих заходів з локалізації та ліквідації аварійних розливів.

Доведено збільшення коефіцієнта проникнення вуглеводнів із збільшенням вологості ґрунту. Попередня обробка результатів експерименту показала, що при незмінному складі середовища швидкість проникнення вуглеводнів для систем нафта – вологий ґрунт та нафта – сухий ґрунт нелінійно залежить від часу. Отримано регресійні моделі для кривих залежності глибини проникнення нафти від часу для досліджуваних зразків в умовах сухого та вологого ґрунту.

Візуалізація за допомогою комп'ютерного моделювання показала розподіл нафтових вуглеводнів у ґрунті у вертикальному та горизонтальному напрямках. Доведено суттєву різницю в швидкостях вертикального та горизонтального проникнення вуглеводнів, що узгоджується з експериментальними даними.

Науково-методологічною основою дослідження є модифікований детермінований та ймовірнісний підхід до визначення ризику надзвичайної ситуації за допомогою методів нечіткої логіки у вигляді нейронних мереж. Для апробації розробленої методики проаналізовано дані про аварійні розливи нафти в Сумській області за період 2017–2021 років.

У результаті дослідження встановлено, що значущість антропогенних порушень природного середовища на всіх рівнях оцінюється за такими параметрами: просторовий масштаб; шкала часу; інтенсивність. У разі інциденту з розливом нафти статистика дослідження дала повну оцінку впливу б, що вказує на вплив низької значущості, вплив відчувається, але величина впливу є досить низькою (з або без пом'якшення) і в межах прийнятного стандарту рецептори мають низьку чутливість. У випадках індивідуальних оцінок під час визначення екологічного ризику отримано такі результати: часовий параметр – вплив середньої тривалості, просторовий параметр – локальний вплив, інтенсивність – помірний вплив.

Розроблено спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій, що включає збирання відходів буріння, регулювання рН та оброблення коагулянтами і флокулянтами, розділення відходів на тверду і рідку фази з наступним використанням рідкої фази та утилізацією твердої фази відходів. Запропонована технологія забезпечує підвищення екологічної безпеки і зниження впливу на довкілля від відходів, що утворюються під час буріння та експлуатації свердловин на нафту і газ, та призначається для ефективного розділення бурових нафтовмісних відходів у полі дії відцентрових сил з одержанням окремих фракцій, придатних для подальшої роздільної утилізації. Основні принципи технології захищені патентом України на корисну модель.

Розроблено спосіб біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів біологічним методом із внесенням науково обґрунтованої композиції препарату нафтоокиснювальних бактерій та речовин, зокрема як біостимулятор використовують дигестат після анаеробного зброджування органічних відходів,

буферний стабілізатор – фосфогіпс, сорбент або розпушувач – монтморилоніт або солома та компостовані відходи тваринництва і птахівництва. Реалізація розробленого способу дозволяє знизити техногенне навантаження на довкілля у результаті відновлення порушених земель і ґрунтів, забруднених нафтою та нафтопродуктами, та забезпечує інтенсифікацію процесу деградації вуглеводнів біологічним способом, що сприяє одержанню екологічно безпечного субстрату та виключає його токсичність для живих організмів за рахунок деградації та/або іммобілізації небезпечних хімічних речовин. Отримано патент України на корисну модель.

Розроблено технологію одержання гранульованого біостимулятора на основі анаеробного дигестату, що входить до складу нафтодеструктивного біопрепарату. При цьому під час гранулювання додається фосфогіпс як в'язуче для формування оболонки, що додатково вирішує проблему утилізації промислових відходів. Сушіння одержаних гранул проводять у малогабаритних багатоступінчастих сушарках з псевдозрідженим шаром, які працюють за рахунок електроенергії, виробленої з біогазу, що дозволяє комбінувати біогазові установки та установки для виробництва гранульованого біостимулятора. Такий підхід забезпечує зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище від нафтовидобувної галузі, відповідає вимогам екологічної безпеки щодо поводження з промисловими відходами та задовільняє кілька Цілей сталого розвитку.

Практична значущість роботи підтверджена результатами промислових випробувань розроблених екологічно безпечних технологій, патентами на корисну модель та актами впровадження у виробничий і навчальний процеси.

Ключові слова: нафтовидобувні комплекси, відходи буріння, утилізація дигестату, техногенне навантаження, довкілля, екологічно безпечні технології.

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

Монографії та розділи в монографіях

1. Системний підхід до підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних територій: монографія / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук. Суми : СумДУ, 2021. 275 с.
2. Pliatsuk L. D., Ablieieva I. Yu. System approach to oil production wastewater treatment. *Water supply and wastewater disposal* : Collective monograph. Lublin: Lublin University of Technology, 2018. P. 242–250.

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

3. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Фізико-хімічні закономірності забруднення ґрунту вуглеводневими фракціями нафти. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2017. № 18–19. С. 35–42.
4. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю. Использование биодеструкторов для снижения содержания нефтепродуктов в почве. *Екологія та промисловість*. 2018. № 1. С. 69–76.
5. Пляцук Л. Д., Черниш Є. Ю., Яхненко О. М., Аблеєва І. Ю., Макаренко Н. О., Чубур В. С. Розвиток екологічно безпечних технологій конверсії фосфорвмісної сировини природнього та техногенного походження. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2018. № 1(20), Том 1. С. 135–139.
6. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Mamutova A. A. System approach to the assessment of anthropogenic impact on marine ecosystems during oil production activities. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3, No. 3. P. 157–166.
7. Plyatsuk L. D., Gabbasova S. M., Ablieieva I. Yu., Mamutova A. A. Analysis of technogenic load of oil and gas production on Caspian Region. *Journal of Engineering Sciences*. 2018. Volume 5. Issue 2. P. H9–H17.

8. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю., Габбасова С. М., Аблеев А. Г., Сипко И.А. Анализ источников антропогенного воздействия на природную среду Каспийского моря. *Екологічна безпека*. 2018. № 2 (26). С. 49–58.

9. Plyatsuk L. D., Chernysh Y. Y., Ablieieva I. Y., Yakhnenko O. M., Bataltsev E. V., Balintova M., Hurets L. L. Remediation of Soil Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2019. Volume 6, Issue 1. P. H1–H8.

10. Ablieieva I. Theoretical substantiation of the petroleum hydrocarbons destruction by specific microflora using anaerobic digestate. *Environmental problems*. 2020. Vol. 5, No. 4. P. 191–201.

11. Ablieieva I., Plyatsuk L., Yanchenko I., Zinchenko V., Berezhna I., Lutsenko S., Prast A. E. Assessment of environmental safety of solid phase of drilling sludge after centrifusion separation. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2020. Vol. 8(2/2020). P. 3–11.

12. Аблеєва І.Ю., Пляцук Л.Д., Зінченко В.Ю., Луценко С.В., Бережна І. О., Янченко І.О. Оцінка ефективності розділення бурового шламу у полі дії відцентрових сил. *Гірничий вісник*. Кривий Ріг: Криворізький національний університет, 2020. Вип. 108. С. 3–9.

13. Аблеєва І.Ю., Пляцук Л.Д., Трунова І.О., Яхненко О.М., Бережна І.О. Вплив біостимуляторів на мікробіологічний стан нафтозабруднених ґрунтів. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2021. № 1(23). С. 73–83.

14. Ablieieva I., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O., Krasulia B. Scientific and methodological approaches to assessing the safety of oil production complexes as potentially dangerous objects. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2022. Vol. 11(1/2022). P. 8–17.

15. Ablieieva I. Yu., Geletukha G. G., Kucheruk P. P., Enrich-Prast A., Carraro G., Berezhna I. O., Berezhnyi D. M. Digestate Potential to Substitute Mineral Fertilizers: Engineering Approaches. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9(1). P. H1–H10.

16. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Liu T., Berezhna I. O., Yanchenko I. O. Decontamination of oil-polluted soils: Power of electronic bioinformatic databases. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9(2). P. H9–H16.

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях, які індексуються наукометричними базами даних Scopus та Web of Science

17. Plyatsuk L., Balintova M., Chernysh Y., Ablieieva I., Ablieiev O. The process of environmentally safe biochemical recycling of phosphogypsum. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2020. P. 843–852. **(Web of Science, Scopus, Q4)**

18. Ablieieva I., Plyatsuk L., Berezhna I., Malovanyy M. Biotechnological Reclamation of Oil-Polluted Soils. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, Issue 2. P. 27–38. **(Scopus)**

19. Ablieieva I., Plyatsuk L., Roi I., Chekh O., Gabbassova S., Zaitseva K., Lutsenko S. Study of the oil geopermeation patterns: a case study of ANSYS CFX software application for computer modeling. *Journal of Environmental Management*. 2021. Volume 287. P. 112347. **(Web of Science, Scopus, Q1)**

20. Chernysh Y., Ablieieva I., Makarenko N., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O. Investigation of the directions of using a hybrid composition bioproduct for detoxification of a soil ecosystem contaminated with heavy metals and oil products. *Biodiversity & Environment*. Prešov: University of Presov, 2021. Vol. 13, No. 1. P. 80–94.

21. Malovanyy M., Bordun I., Ablieieva I., Krusir H., Sahdeeva O. Synthesis of activated carbon from plant raw materials by a self-activation modified method. *Materials Science Forum*. Switzerland: Trans Tech Publications Ltd, 2021. Vol. 1038. P. 266–275. **(Scopus, Q4)**

22. Ablieieva I., Plyatsuk L., Burla O., Chekh O., Enrich-Prast A. Theoretical Substantiation of Mathematical Models of Oil Filtration Through a Porous Medium. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2022. P. 571–581. **(Web of Science, Scopus, Q4)**

23. Ablieieva I., Berezha I., Bereznyi D., Prast A. E., Geletukha G., Lutsenko S., Yanchenko I., Carraro G. Technologies for Environmental Safety Application of Digestate as Biofertilizer. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, Issue 3. P. 106–119. **(Scopus)**

24. Ablieieva I. Yu., Artyukhova N., Krmela J., Malovanyu M., Bereznyi D. Parameters and Operating Modes of Dryers in terms of Minimizing Environmental Impact and Achieving the Sustainable Development Goals. *Drying technology*. 2022. Vol. 40, Issue 8. P. 1598–1608. **(Web of Science, Scopus, Q2)**

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

25. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Москаленко Д. Ю. Комплексний підхід до вирішення проблеми утилізації нафтових шламів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 18–21 квітня 2017 р.). Суми: СумДУ, 2017. С. 150–151.

26. Ablieieva I., Plyatsuk L. Sustainable development principles in waste management of oil production. «*STABICONsystems – 2017*» : матеріали Міжнародної науково-практичної конференції / редкол. : Г. О. Швіндіна, Д. О. Смоленніков, А. А. Іскаков (Суми, 27–29 квітня 2017 р.). Суми : Сумський державний університет, 2017. С. 12.

27. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Екологічно безпечні технології ліквідації аварійних розливів нафти. *Сталий розвиток – погляд у майбутнє* : збірник матеріалів семінару (Львів, 15 вересня 2017 р.). Львів: НУ «Львівська політехніка», 2017. С. 37.

28. Ablieieva I. Yu., Pliatsuk L. D. Complex approach to drilling fluids wastewater treatment. *Водопостачання та водовідведення: проєктування, будова, експлуатація, моніторинг* : матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції = *Water Supply and Wastewater Disposal «Designing, construction,*

operation and monitoring : proceedings of the II International Scientific-Practical Conference / уклад.: Д. Орачевська, О. Бобуш (Львів, 18–20 жовтня 2017 р.). Львів : ЗУКЦ, 2017. С. 5–7.

29. Аблеєва І. Ю., Сіпко І. О. Фітотоксичне випробування рівня екологічної небезпеки нафтозабруднених ґрунтів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали V Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції (Суми, 17–20 квітня 2018 р.). Суми: Сумський державний університет, 2018. С. 149.

30. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Y., Gabbasova S. M. Assessment of technogenic impact on marine ecosystems during oil production process. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу (Львів, 26–29 вересня 2018 р.). Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2018. С. 57.

31. Сіпко І. О., Аблеєва І. Ю. Методичні підходи до створення консорціумів нафтодеструктивних мікроорганізмів. *Галузеві проблеми екологічної безпеки* : матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів (Харків, 19 жовтня 2018 р.). Харків: ХНАДУ, 2018. С. 165–166.

32. Аблеєва І. Ю., Кулишко І. О. Вплив нафтогазовидобування на стійкість екосистем (на прикладі Андріяшівського газоконденсатного родовища та Андріяшівсько-Гудимівського заказника). *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали VI Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 16–19 квітня 2019 р.). Суми: Сумський державний університет, 2019. С. 169–170.

33. Аблеєва І. Ю., Бережна І. О. Методичні підходи до оцінки техногенного навантаження на екосистеми нафтовидобувних територій. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2019)* : збірник наукових праць (Вінниця, 25–27 вересня 2019 р.). Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 41.

34. Ablieieva I., Sipko I., Gabbasova S. Toxicological and microbiological assessment of oil-polluted soils in biotechnological decontamination. *Proceedings of*

9-th International Youth Science Forum "Litteris et Artibus" (Львів, 21–23 листопада 2019 р.). Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 2019. P. 201–207.

35. Янченко І. О., Аблеєва І. Ю. Забруднення підземних вод під час освоєння родовищ нафтогазовидобувного комплексу. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 21–24 квітня 2020 р.). Суми : Сумський державний університет, 2020. С. 159–160.

36. Ablieieva I. Y. Bioremediation of oil-contaminated soils using anaerobic digestate. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го міжнародного конгресу (Львів, 23–25 вересня 2020 р.). Львів : Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 133.

37. Бережна І. О., Бережний Д. М., Аблеєва І. Ю. Промислова цінність дигестату як побічного продукту метаногенезу. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали VIII Міжнародної наукової конференції молодих вчених (Харків, 26–27 листопада 2020 р.). Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 217–219.

38. Аблеєва І. Ю., Бартош Е. Ю., Боруха О. Р. Інноваційні підходи до утилізації бурових стічних вод. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2020*: матеріали XXIII Міжнародної науково-практичної конференції (Харків, 17–18 грудня 2020 р.). Харків : Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 15–17.

39. Луценко С. В., Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Янченко І. О. Підвищення ефективності розділення бурового шламу у полі дії відцентрових сил з використанням температурного впливу. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 9–10 лютого 2021 р.). Львів : Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 149.

40. Луценко С. В., Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Інтенсифікація та посилення показника ефективності розділення бурових шламів у полі дії відцентрових сил. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали VIII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 20–23 квітня 2021 р.). Суми : Сумський державний університет, 2021. С. 136.

41. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О., Бережний Д. М. Екологічна безпека та якість дигестату як біодобрива. *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія/Ecology–2021)* : збірник наукових праць (Вінниця, 22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021. С. 334–335.

42. Аблєєва І. Ю., Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Луценко С. В. Технології захисту гідросфери від нафти та нафтопродуктів. *Галузеві проблеми екологічної безпеки – 2021*: збірка матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих вчених (Харків, 27 жовтня 2021 р.). Харків : ХНАДУ, 2021. С. 34–36.

43. Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Аблєєва І. Ю. SWOT-аналіз технологій захисту гідросфери у нафтовидобувній галузі. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування*: матеріали IX Міжнародної наукової конференції молодих вчених (Харків, 25–26 листопада 2021 р.). Харків : ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2021. С. 169–171.

44. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D. Ecological and technological aspects of production of granular biofertilizer from digestate. *Екологія. Довкілля. Енергозбереження*: матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю (Полтава, 2–3 грудня 2021 р.). Полтава : НУПП, 2021. С. 5–8.

45. Аблєєва І. Ю. Техногенні ризики, що асоціюються з нафтовидобувною діяльністю. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 10–11 лютого 2022 р.). Київ : Яроченко Я. В., 2022. С. 64.

46. Аблєєва І. Ю. *Методологія оцінки ризику в нафтовидобувній діяльності. Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали ІХ Всеукраїнської науково-технічної конференції (м. Суми, 19–22 квітня 2022 р.). Суми : Сумський державний університет, 2022. С. 134.

47. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О., Бережний Д. М. *Контроль основних технологічних параметрів в управлінні якістю та екологічною безпекою дигестату. Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022* : збірник матеріалів І Міжнародної науково-практичної конференції (м. Полтава – Львів 26-27 травня 2022 р.). Полтава : НУПІ, 2022. С. 77–79.

48. Аблєєва І. Ю. *Моделювання безпеки системи процесу видобування нафти для навколишнього середовища. Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022: колективна монографія.* Полтава – Львів: НУПІ імені Юрія Кондратюка, НУ «Львівська політехніка». Дніпро : Середняк Т. К., 2022. С. 156–167.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

49. *Спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій* / Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Луценко С. В., Янченко І. О. Пат. 146525 Україна, МПК (2019.01) C02F 11/12; заявник та патентовласник Сумський державний університет. – № u202006531; заявл. 09.10.2020; опубл. 24.02.2021, бюл. № 8. – 4 с.

50. *Спосіб біоремедіації нафтозабруднених об'єктів* / Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Бережна І. О., Габбасова С. М. Пат. 146472 Україна, МПК (2006.01) B09C 1/10; заявник та патентовласник Сумський державний університет. – № u202005565; заявл. 27.08.2020; опубл. 24.02.2021, бюл. № 8. – 4 с.

ABSTRACT

Abliieva I. Yu. Scientific and theoretical foundations of a systematic approach to increasing the level of environmental safety of oil-producing areas. –
Qualifying scientific work on the manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Technical Sciences (Doctor of Sciences) in specialty 21.06.01 – Environmental safety. – Sumy State University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2022.

The defense of the dissertation will be held at the Specialized Academic Council D 55.051.04 meeting. Sumy State University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2023.

The dissertation is devoted to solving the scientific and applied problem of reducing the level of man-made load on the environment from oil production facilities, in particular in areas of active drilling and development of wells, accompanied by destructive effects on all components of the environment, especially during emergencies. oil and oil products spills.

The scientific and methodological bases of the system approach to the assessment of the impact of oil production wastes on the environment and ecologically safe treatment with them have been developed, which provides reduction of man-caused load on the environment from the oil industry.

The methodological basis of the system approach to solving the problem of man-caused load during oil production and scientific and practical approaches to the creation of oil-destructive consortia of microorganisms using bioinformation databases have been improved.

A scientific and methodological approach to the study and implementation of technology for cleaning oil-contaminated soils by bioremediation, which increased the level of environmental safety of the areas by reducing the time of elimination of pollution and increase the efficiency of the process.

Biotechnological method of disinfection of oil-contaminated soils is becoming increasingly popular and useful today due to its advantages and positive characteristics

over physico-chemical methods. The high efficiency of decomposition of petroleum hydrocarbons by different strains of bacteria is due to the ability of a particular living organism to include these substances in the metabolic processes of the cell. Numerous studies show that arenes, naphthenic, paraffin are available for almost all aboriginal microflora.

Approaches to modeling bioremediation of oil-contaminated objects are theoretically substantiated, which are reduced to determining the composition of oil-destructive consortia with the use of bio-information databases, which provides effective bio-augmentation. Biostimulation is necessary to increase the effectiveness of the developed biological products, so the use of anaerobic digestate in accordance with the methodological basis of the system approach is scientifically substantiated.

The effectiveness of anaerobic digestion as a biostimulator in bacterial preparations is theoretically substantiated and experimentally confirmed on the basis of the lack of the necessary complex of nutrients for oil-destructive microorganisms, which meets the requirements of environmental safety for integrated waste management.

The following chemicals were found in samples of oil-contaminated soil: n-alkanes, fluorine, anthracene, phenanthrene, pyrene, toluene, xylene, benzene, and other HB. The dependence of the oil degradation rate on the holding time τ and the initial oil concentration C_i has been studied. The research results showed that the maximum rate of oil degradation at the level of 80 % was set at C_i in the range of 4–8 g/kg and $\tau = 70$ days.

Polycyclic aromatic compounds found in contaminated soil samples have different reaction modules of biochemical catabolism. Most of the transformations studied include different enzyme systems and, consequently, different strains of microorganisms, which justifies the effectiveness of the consortium. It has been determined that the most productive bacteria and fungi in this context include *Pseudoxanthomonas spadix*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Rhodococcus opacus*, *Acinetobacter baumannii*, *Bacillus cereus*, *Actinomyces sp.*, *Mycobacterium flavescens*.

Experiments on the treatment of oil-contaminated soils have shown an increase in biodegradation with the use of bioaugmentation. The results of the experiment show that 100 % of the oil concentration was absorbed after 20, 25 and 35 days for soil samples with initial hydrocarbon concentrations of 5, 10 and 15 g/kg, respectively.

The scheme of degradation of aromatic compounds developed with the combined schemes of reaction modules of biodegradation of aromatic compounds is developed. The reactions studied consist of three main ring dihydroxylation modules, followed by a meta- or ortho-cleavage and aromatic ring co-dihydroxylation and cleavage module together with a pretreatment module to convert the methyl group to the carboxyl group on the aromatic ring.

Analysis of the degradation pathways of aromatic compounds showed that the main modulus of destruction includes the destruction of toluene and benzoate, ortho-cleavage of catechol and meta-cleavage of catechol, destruction of xylene, naphthalene, phthalate. The simulation of a consortium of bacteria that decompose petroleum products capable of bioaugmentation was based on the module of aromatic compounds degradation reactions, studies of various enzyme systems that catalyze certain reactions, and identification of bacteria capable of producing relevant enzymes. Identification of the complete genome of bacteria using IslandViewer 4 allowed to create a consortium of oil-destroying bacteria consisting of the following strains: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaae* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9. The ratio between these strains of microorganisms in the consortium was set at 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

The systems approach involves the study of oil production as a system as a whole, so the process was decomposed into interrelated components in order to identify key impact factors at all stages. It is determined that at the stage of seismic surveys the main ecodestabilizing factor is noise, in relation to which cetaceans and pinnipeds act as the most sensitive recipients. Well drilling and oil production are accompanied by

pollution of marine aquatic habitats with oil, drilling mud, drilling wastewater, heavy metals, and radioactive elements.

The methodology of oil impact on aquatic ecosystems in accordance with a systematic approach, which is to determine the factors influencing the behavior and fate of petroleum compounds, the use of mathematical modeling methods to study the spread of oil film on the water surface and the method of estimating the impact of chemicals on biota. in particular the method of ensemble evaluation.

To predict the level of load, a system of indicators and signal quality indicators has been developed, which takes into account both the physicochemical properties of the abiotic component of the ecosystem and the parameters of ecological and trophic groups of biota.

The technology of drilling waste management has been developed, which consists in collecting drilling waste, pH adjustment and treatment with coagulants and flocculants, separation of waste into solid and liquid phases in the field of action of centrifugal forces, which is carried out in a centrifuge or decanter. The dependence of sedimentation efficiency on the dose of coagulant and flocculant during the implementation of the developed technology of drilling mud separation under the influence of centrifugal forces was established, in particular, the doses of aluminum sulfate and polyacrylamide at 30 % were scientifically substantiated and 0.1–0.2 % for the main substance, respectively.

The implementation of the developed method provides reuse of clarified and purified water in the technological process, in particular during the preparation of drilling mud, oil phase for fuel or as an additive to fuel mixtures, utilization of mechanical fraction to obtain building structures, thereby reducing man-made load on the environment drilling of oil wells.

Scientific and methodological approaches to the application of fuzzy logic theory in environmental research, in particular during the mathematical modeling of safety of the system “oil production – drilling waste – environmental impact” and environmental risk.

A scientific and methodological approach to modeling oil filtration through a porous medium is proposed, which provided prediction of the depth and area of soil contamination and reduction of environmental risk from accidental oil spills.

Scientific and theoretical approaches to the use of ANSYS software in solving environmental safety problems have been developed, in particular for the purpose of mathematical modeling of oil distribution through a porous environment, which allowed to develop a set of scientifically sound measures for localization and elimination of emergency spills.

An increase in the penetration coefficient of hydrocarbons with increasing soil moisture has been proved. Preliminary processing of the experimental results showed that with a constant composition of the medium, the penetration rate of hydrocarbons for oil – wet soil and oil – dry soil systems is nonlinearly dependent on time. Regression models for the curves of oil penetration depth versus time for the studied samples in dry and wet soil conditions were obtained.

Computer-aided visualization showed the distribution of petroleum hydrocarbons in the soil in the vertical and horizontal directions. A significant difference in the rates of vertical and horizontal penetration of hydrocarbons is proved, which is consistent with experimental data.

The scientific and methodological basis of the study is a modified deterministic and probabilistic approach to determining the risk of an emergency using the methods of fuzzy logic in the form of neural networks. To test the developed methodology, data on emergency oil spills in the Sumy region for the period 2017–2021 were analyzed.

As a result of the research it is established that the significance of anthropogenic disturbances of the natural environment at all levels is assessed by the following parameters: spatial scale; time scale; intensity. In the case of an oil spill incident, study statistics gave a full impact assessment of 6, indicating a low significance effect, the impact is felt, but the magnitude is quite low (with or without mitigation) and within acceptable standards or receptors have low sensitivity. In the case of individual assessments in determining the environmental risk, the following results were

obtained: time parameter – the impact of medium duration, spatial parameter – local impact, intensity – moderate impact.

A method of separation of oil well drilling waste with subsequent utilization of individual fractions has been developed, including drilling waste collection, pH adjustment and treatment with coagulants and flocculants, separation of waste into solid and liquid phases followed by liquid phase and solid waste disposal. The proposed technology improves environmental safety and reduces environmental impact from waste generated during drilling and operation of oil and gas wells, and is designed to effectively separate oil-containing drilling waste in the field of centrifugal forces to obtain separate fractions suitable for further separate disposal. The basic principles of technology are protected by the patent of Ukraine for a utility model.

A method of bioremediation of oil-contaminated soils by biological method with the introduction of a scientifically sound composition of oil-oxidizing bacteria and substances, in particular, as a biostimulator using digestate after anaerobic fermentation of organic waste, buffer stabilizer – phosphogypsum and sorbents. The implementation of the developed method reduces the man-made load on the environment as a result of restoration of disturbed lands and soils contaminated with oil and oil products, and intensifies the process of degradation of hydrocarbons by biological means, which contributes to environmentally friendly substrate. immobilization of hazardous chemicals. Ukraine's patent for a utility model was obtained.

The technology of obtaining granular biostimulator on the basis of anaerobic digestate, which is a part of oil-destructive biological product, has been developed. During granulation, phosphogypsum is added as a binder to form a shell, which further solves the problem of industrial waste disposal. Drying of the obtained granules is carried out in small multi-stage fluidized bed dryers, which operate on the basis of electricity produced from biogas, which allows combining biogas plants and plants for the production of granular biostimulants. This approach reduces the man-made burden on the environment from the oil industry, meets environmental safety requirements for industrial waste management and meets several Sustainable Development Goals.

The practical significance of the work is confirmed by the results of industrial tests of developed environmentally friendly technologies, utility model patents and acts of implementation in production and training processes.

Key words: oil production complexes, drilling waste, digestate utilization, technogenic load, environment, ecologically safe technologies.

List of publications

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published

Monographs

1. System approach to improving the environmental safety of oil-producing territories: a monograph / I. Yu. Ablieieva, L. D. Plyatsuk. Sumy: Sumy State University, 2021. 275 p.

2. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu. System approach to oil production wastewater treatment. *Water supply and wastewater disposal* : Collective monograph. Lublin: Lublin University of Technology, 2018. P. 242–250.

Articles in professional scientific publications from the list of the Ministry of Education and Science of Ukraine

3. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D. Physico-chemical patterns of soil pollution by hydrocarbon fractions of oil. *Scientific and practical journal "Environmental Sciences"*. 2017. Vol. 18–19. P. 35–42.

4. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu. The use of biodestructors to reduce the content of petroleum products in the soil. *Ecology and industry*. 2018. Vol. 1. P. 69–76.

5. Plyatsuk L. D., Chernysh Ye. Yu., Yakhnenko O. M., Ablieieva I. Yu., Makarenko N. O., Chubur V. S. Development of ecologically safe technologies of conversion of phosphorus-containing raw materials of natural and technogenic origin. *Scientific and practical journal "Environmental Sciences"*. 2018. Vol. 1 (20). P. 135–139.

6. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Mamutova A. A. System approach to the assessment of anthropogenic impact on marine ecosystems during oil production activities. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3, Issue 3. P. 157–166.
7. Plyatsuk L. D., Gabbasova S. M., Ablieieva I. Yu., Mamutova A. A. Analysis of technogenic load of oil and gas production on Caspian Region. *Journal of Engineering Sciences*. 2018. Vol. 5, Issue 2. P. H9–H17.
8. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Ablieiev O. G., Sipko I. O. Analysis of sources of anthropogenic impact on the natural environment of the Caspian Sea. *Ecological safety*. 2018. Vol. 2 (26). P. 49–58.
9. Plyatsuk L. D., Chernysh Y. Y., Ablieieva I. Y., Yakhnenko O. M., Bataltsev E. V., Balintova M., Hurets L. L. Remediation of Soil Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2019. Vol. 6, Issue 1. P. H1–H8.
10. Ablieieva I. Theoretical substantiation of the petroleum hydrocarbons destruction by specific microflora using anaerobic digestate. *Environmental problems*. 2020. Vol. 5, Issue 4. P. 191–201.
11. Ablieieva I., Plyatsuk L., Yanchenko I., Zinchenko V., Berezhna I., Lutsenko S., Prast A. E. Assessment of environmental safety of solid phase of drilling sludge after centrifusion separation. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2020. Vol. 8(2/2020). P. 3–11.
12. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Zinchenko V. Yu., Lutsenko S. V., Berezhna I. O., Yanchenko I. O. Evaluation of the efficiency of drilling mud separation in the field of action of centrifugal forces. *Mining Bulletin*. 2020. Vol. 108. P. 3–9.
13. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Trunova I. O., Yakhnenko O. M., Berezhna I. O. Influence of biostimulants on the microbiological state of oil-contaminated soils. *Scientific and technical journal "Environmental safety and balanced resource use"*. 2021. Vol. 1 (23). P. 73–83.
14. Ablieieva I., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O., Krasulia B. Scientific and methodological approaches to assessing the safety of oil production complexes as

potentially dangerous objects. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2022. Vol. 11(1/2022). P. 8–17.

15. Ablieieva I. Yu., Geletukha G. G., Kucheruk P. P., Enrich-Prast A., Carraro G., Berezhna I. O., Berezhnyi D. M. Digestate Potential to Substitute Mineral Fertilizers: Engineering Approaches. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9(1). P. H1–H10.

16. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Liu T., Berezhna I. O., Yanchenko I. O. Decontamination of oil-polluted soils: Power of electronic bioinformatic databases. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9(2). P. H9–H16.

Articles in scientific periodicals of other states and publications, which are indexed by databases of Scopus and Web of Science

17. Plyatsuk L., Balintova M., Chernysh Y., Ablieieva I., Ablieiev O. The process of environmentally safe biochemical recycling of phosphogypsum. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2020. P. 843–852. **(Web of Science, Scopus, Q4)**

18. Ablieieva I., Plyatsuk L., Berezhna I., Malovanyy M. Biotechnological Reclamation of Oil-Polluted Soils. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, Issue 2. P. 27–38. **(Scopus)**

19. Ablieieva I., Plyatsuk L., Roi I., Chekh O., Gabbassova S., Zaitseva K., Lutsenko S. Study of the oil geopermeation patterns: a case study of ANSYS CFX software application for computer modeling. *Journal of Environmental Management*. 2021. Vol. 287. P. 112347. **(Web of Science, Scopus, Q1)**

20. Chernysh Y., Ablieieva I., Makarenko N., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O. Investigation of the directions of using a hybrid composition bioproduct for detoxification of a soil ecosystem contaminated with heavy metals and oil products. *Biodiversity & Environment*. – Prešov: University of Presov, 2021. Vol. 13, No. 1. P. 80–94.

21. Malovanyy M., Bordun I., Ablieieva I., Krusir H., Sahdeeva O. Synthesis of activated carbon from plant raw materials by a self-activation modified method.

Materials Science Forum. Switzerland: Trans Tech Publications Ltd, 2021. Vol. 1038. P. 266-275. **(Scopus, Q4)**

22. Ablieieva I., Plyatsuk L., Burla O., Chekh O., Enrich-Prast A. Theoretical Substantiation of Mathematical Models of Oil Filtration Through a Porous Medium. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2022. P. 571–581. **(Web of Science, Scopus, Q4)**

23. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D., Prast A. E., Geletukha G., Lutsenko S., Yanchenko I., Carraro G. Technologies for Environmental Safety Application of Digestate as Biofertilizer. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, Issue 3. P. 106–119. **(Scopus)**

24. Ablieieva I. Yu., Artyukhova N., Krmela J., Malovanyy M., Berezhnyi D. Parameters and Operating Modes of Dryers in terms of Minimizing Environmental Impact and Achieving the Sustainable Development Goals. *Drying technology*. 2022. Vol. 40, Issue 8. P. 1598–1608. **(Web of Science, Scopus, Q2)**

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials

25. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Moskalenko D. Yu. A comprehensive approach to solving the problem of utilization of oil sludge. *Modern technologies in industrial production: materials of the scientific and technical conference of teachers, staff, graduate students and students of the Faculty of Technical Systems and Energy Efficient Technologies* (Sumy, April 18-21, 2017). Sumy: Sumy State University, 2017. P. 150–151.

26. Ablieieva I., Plyatsuk L. *Sustainable development principles in waste management of oil production «STABICONsystems – 2017»* : materials of the International scientific-practical conference / editor. : G. O. Shvindina, D. O. Smolennikov, A. A. Iskakov (Sumy, April 27-29, 2017). Sumy: Sumy State University, 2017. P. 12.

27. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D. Environmentally friendly technologies for emergency oil spills. *Sustainable development – a look into the future: a collection of*

seminar materials (Lviv, September 15, 2017). Lviv: Lviv Polytechnic National University, 2017. P. 37.

28. Ablieieva I. Yu., Pliatsuk L. D. Complex approach to drilling fluids wastewater treatment. *Water Supply and Wastewater Disposal «Designing, construction, operation and monitoring : proceedings of the II International Scientific-Practical Conference / compiled by: D. Orachevska, O. Bobush (Lviv, October 18-20, 2017). Lviv: ZUKC, 2017. P. 5–7.*

29. Ablieieva I. Yu., Sipko I. O. Phytotoxic test of the level of ecological danger of oil-contaminated soils. *Modern technologies in industrial production: materials of the V All-Ukrainian interuniversity scientific and technical conference (Sumy, April 17-20, 2018). Sumy: Sumy State University, 2018. P. 149.*

30. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Y., Gabbasova S. M. Assessment of technogenic impact on marine ecosystems during oil production process. *Environmental Protection. Energy saving. Balanced nature management: collection of materials of the 5th International Congress (Lviv, September 26-29, 2018). Lviv: Lviv Polytechnic Publishing House, 2018. P. 57.*

31. Sipko I. O., Ablieieva I. Yu. Methodical approaches to the creation of consortia of oil-destructive microorganisms. *Sectoral issues of environmental safety: materials of the IV International Scientific and Practical Conference of Students, Undergraduates and Postgraduates (Kharkiv, October 19, 2018). Kharkiv: KhHAДУ, 2018. P. 165–166.*

32. Ablieieva I. Yu., Kulyzhko I. O. Influence of oil and gas production on the sustainability of ecosystems (on the example of Andriyashivsky gas condensate field and Andriyashivsky-Hudymivsky reserve). *Modern technologies in industrial production: materials of the VI All-Ukrainian scientific and technical conference (Sumy, April 16-19, 2019). Sumy: Sumy State University, 2019. P. 169–170.*

33. Ablieieva I. Yu., Berezhna I. O. Methodical approaches to the assessment of man-made load on the ecosystems of oil-producing areas. *VI All-Ukrainian Congress of Ecologists with International Participation (Ecology 2019): a collection of scientific papers (Vinnytsia, September 25-27, 2019). Vinnytsia: VNTU, 2019. P. 41.*

34. Ablieieva I., Sipko I., Gabbasova S. Toxicological and microbiological assessment of oil-polluted soils in biotechnological decontamination. *Proceedings of 9-th International Youth Science Forum "Litteris et Artibus"* (Львів, 21–23 листопада 2019 р.). Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 2019. P. 201–207.

35. Yanchenko I. O., Ablieieva I. Yu. Groundwater pollution during the development of oil and gas fields. *Modern technologies in industrial production: materials of the VII All-Ukrainian scientific and technical conference* (Sumy, April 21-24, 2020). Sumy: Sumy State University, 2020. P. 159–160.

36. Ablieieva I. Y. Bioremediation of oil-contaminated soils using anaerobic digestate. Sustainable development: environmental protection. *Energy saving. Balanced Nature Management: Proceedings of the 6th International Congress* (Lviv, September 23–25, 2020). Lviv: Western Ukrainian Consulting Center (ZUKC), Ltd., 2020. P. 133.

37. Berezhna IO, Berezhny DM, Ablieieva I. Yu. Industrial value of digestate as a by-product of methanogenesis. Ecology, neo-ecology, environmental protection and sustainable use of nature: materials of the VIII International Scientific Conference of Young Scientists (Kharkiv, November 26-27, 2020). Kharkiv: VN Karazin KhNU, 2020. P. 217–219.

38. Ablieieva I. Yu., Bartosh E. Yu., Borukha O. R. Innovative approaches to the utilization of drilling wastewater. *Ecology, environmental protection and sustainable use of nature: education - science - production - 2020: materials of the XXIII International scientific-practical conference* (Kharkiv, December 17–18, 2020). Kharkiv: Kharkiv National University named after V.N. Karazin, 2020. P. 15–17.

39. Lutsenko S. V., Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Yanchenko I. O. Improving the efficiency of separation of drilling mud in the field of centrifugal forces using temperature. *Sustainable development: environmental protection. Energy saving. Balanced nature management: collection of materials of the 6th International Youth*

Congress (Lviv, February 9–10, 2021). Lviv: Western Ukrainian Consulting Center (ZUKC), LLC, 2021. P. 149.

40. Lutsenko S. V., Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D. Intensification and strengthening of the efficiency of drilling mud separation in the field of action of centrifugal forces. *Modern technologies in industrial production: materials of the VIII All-Ukrainian scientific and technical conference* (Sumy, April 20-23, 2021). Sumy: Sumy State University, 2021. P. 136.

41. Ablieieva I. Yu., Berezhna I. O., Berezhny D. M. Ecological safety and quality of digestate as a biofertilizer. *VIII International Congress of Ecologists (Ecology / 2021): a collection of scientific papers* (Vinnytsia, September 22-24, 2021). Vinnytsia: VNTU, 2021. P. 334–335.

42. Ablieieva I. Yu., Lukyanenko Ye. V., Yanchenko I. O., Lutsenko S. V. Technologies for protection of the hydrosphere from oil and oil products. *Sectoral issues of environmental safety – 2021: collection of materials of the International scientific-practical conference with the participation of young scientists* (Kharkiv, October 27, 2021). Kharkiv: KhHAДУ, 2021. P. 34–36.

43. Lukyanenko Ye. V., Yanchenko I. O., Ablieieva I. Yu. SWOT-analysis of hydrosphere protection technologies in the oil industry. *Ecology, neo-ecology, environmental protection and sustainable use of nature: materials of the IX International Scientific Conference of Young Scientists* (Kharkiv, November 25–26, 2021). Kharkiv: KhNU named after V. N. Karazina, 2021. P. 169–171.

44. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D. Ecological and technological aspects of production of granular biofertilizer from digestate. *Ecology. Environment. Energy saving: materials of the II All-Ukrainian scientific-practical conference with international participation* (Poltava, December 2-3, 2021). Poltava: NUPP, 2021. P. 5–8.

45. Ablieieva I. Yu. Man-made risks associated with oil production. Sustainable development: environmental protection. *Energy saving. Balanced nature management: collection of materials of the VII International Youth Congress* (Lviv, February 10–11, 2022). Kyiv: Yarochno Ya. V., 2022. P. 64.

46. Ablieieva I. Yu. Risk assessment methodology in oil production activities. *Modern technologies in industrial production: materials of the IX All-Ukrainian scientific and technical conference* (Sumy, April 19-22, 2022). Sumy: Sumy State University, 2022. P. 134.

47. Ablieieva I. Yu., Berezhna I. O., Berezhny D. M. Control of basic technological parameters in quality management and environmental safety of the digestate. *Overcoming environmental risks and threats to the environment in emergencies – 2022: Proceedings of the First International Scientific and Practical Conference* (Poltava - Lviv, May 26-27, 2022). Poltava: NUPP, 2022. P. 77–79.

48. Аблєєва І. Ю. Моделювання безпеки системи процесу видобування нафти для навколишнього середовища. Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022: колективна монографія. Полтава – Львів: НУПП імені Юрія Кондратюка, НУ «Львівська політехніка». Дніпро : Середняк Т. К., 2022. С. 156–167.

Scientific works, which additionally reflect the scientific results of the dissertation

49. Method of separation of drilling waste from oil wells with subsequent utilization of individual fractions / Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Lutsenko S. V., Yanchenko I. O. Patent 146525 Ukraine, IPC (2019.01) C02F 11/12; applicant and patent owner Sumy State University. – № u202006531; declared 10.09.2020; publ. 24.02.2021, bul. № 8. – 4 p.

50. Method of bioremediation of oil-contaminated objects / Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Berezhna I. O., Gabbasova S. M. Patent 146472 Ukraine, IPC (2006.01) B09C 1/10; applicant and patent owner Sumy State University. – № u202005565; declared 27.08.2020; publ. 24.02.2021, bul. № 8. – 4 p.

ЗМІСТ

	С.
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	36
ВСТУП.....	38
РОЗДІЛ 1 ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ВІД НАФТОВИДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ З ПОЗИЦІЙ СИСТЕМНОГО ПІДХОДУ	49
1.1 Структурний і функціональний аналіз процесу видобування нафти як системного цілого	49
1.1.1 Декомпозиція процесу спорудження свердловини з позицій впливу на навколишнє середовище.....	50
1.1.2 Аналіз техногенного навантаження на навколишнє середовище під час експлуатації свердловини	53
1.2 Системний аналіз джерел екологічної небезпеки під час видобування нафти.....	56
1.2.1 Техногенне навантаження на морські екосистеми	56
1.2.2 Забруднення атмосферного повітря леткими органічними та неорганічними речовинами.....	58
1.2.3 Аналіз впливу на водне середовище	65
1.2.4 Забруднення ґрунтів нафтовими вуглеводнями	72
1.3 Оцінка впливу на довкілля під час аварійно небезпечних ситуаціях.....	78
1.3.1 Аварійні ситуації під час морського нафтовидобування.....	78
1.3.2 Стохастичність причин виникнення аварійних ситуацій при бурінні та експлуатації свердловини	80
1.3.3 Прогностичне моделювання сценаріїв розвитку аварійних ситуацій ..	81
1.3.4 Теоретичні основи оцінювання екологічного ризику при виникненні аварії з розливом нафти.....	83
1.3.5 Системний підхід до управління ризик-ситуацією	84
1.4 Теоретичні основи екологічно безпечної комплексної технології очищення нафтозабруднених об'єктів	87
1.4.1 Екологічні аспекти використання біосорбції.....	88
1.4.2 Біохімічні методи очищення нафтозабруднених ґрунтів	92

1.5 Постановка задач дослідження	100
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ Й МЕТОДИКА СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕННЯ	102
2.1 Загальна схема системного аналізу для вирішення поставлених задач дослідження	102
2.1.1 Системний аналіз та системний підхід: сутність та відмінність понять	102
2.1.2 Методика проведення системного аналізу	111
2.1.3 Методи системного аналізу	113
2.2 Об'єкт дослідження	115
2.2.1 Характеристика досліджуваного родовища	115
2.2.2 Характеристика зразків бурового шламу та центрифуги	116
2.3 Методика дослідження поводження з буровими стічними водами та буровим шламом	120
2.3.1 Методика дослідження технології очищення бурових стічних вод ...	120
2.3.2 Методика дослідження ефективності осушення бурового шламу	121
2.3.3 Методика дослідження екологічної безпеки бурового шламу	122
2.4 Методика дослідження фільтрації нафти через ґрунт	124
2.4.1 Характеристика зразків ґрунту	124
2.4.2 Фізичні та хімічні властивості ґрунту, що впливають на рух нафти .	125
2.4.3 Метод оцінки розподілу нафтових вуглеводнів у вертикальному профілі ґрунту	128
2.4.4 Спосіб визначення коефіцієнта нафтопроникності в ґрунті	129
2.5 Методика дослідження біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів	130
2.5.1 Методика проведення експерименту щодо санітарно-бактеріологічних показників якості ґрунту	130
2.5.2 Методика визначення швидкості біодеградації нафти	132
2.5.3 Методика дослідження властивостей дигестату	133
2.6 Методика обробки результатів експериментальних досліджень та оцінка похибок вимірювань	136
Висновки та узагальнення до розділу 2	136

РОЗДІЛ 3 МЕТОДОЛОГІЯ СИСТЕМНОГО ПІДХОДУ ДО ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІД ЧАС ВИДОБУВАННЯ НАФТИ	138
3.1 Науково-методологічні підходи до оцінювання безпеки процесу видобування нафти як складної технічної системи.....	138
3.1.1 Методологія детермінованої та ймовірнісної оцінки безпеки	139
3.1.2 Методологія процесу оцінювання ризику	142
3.2 Методологія моделювання безпеки системи із застосуванням нечіткої логіки	146
3.3 Теоретичні основи моделювання біоремедіації нафтозабруднених об'єктів	152
3.4 Методологія моделювання процесу геофільтрації нафти.....	153
3.4.1 Фізична модель процесу.....	153
3.4.2 Математична модель процесу.....	155
3.4.3 Застосування програмного забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт	159
3.5 Методологія моделювання поширення нафти на поверхні води.....	161
3.5.1 Постановка задачі	161
3.5.2 Фактори, що впливають на поведінку та долю нафтових сполук	162
3.5.3 Методи математичного моделювання розтікання нафтової плівки на поверхні води.....	164
3.5.4 Методи оцінки впливових концентрацій хімічних речовин	165
Висновки та узагальнення до розділу 3	169
РОЗДІЛ 4 ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ТА ГІДРОСФЕРУ ВІД НАФТОВИДОБУВНОЇ ГАЛУЗІ.....	171
4.1 Технології захисту атмосферного повітря.....	171
4.2 Комплексна технологія захисту гідросфери	178
4.2.1 Забруднення нафтою морського середовища	178
4.2.2 Наукові засади комплексного підходу до захисту гідросфери	179
4.2.3 Комплексна технологія системи очищення бурових стічних вод	189
4.3 Удосконалені технології поводження з буровими відходами.....	196

4.4 Оцінка впливу на екосистеми за інтегрально-диференційним підходом	203
Висновки та узагальнення до розділу 4	206
РОЗДІЛ 5 РОЗРОБЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ	
НАФТОЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ МЕТОДАМИ БІОРЕМЕДІАЦІЇ	208
5.1 Біотехнологічний спосіб деградації нафтових вуглеводнів	208
5.1.1 Дослідження впливу абіотичних факторів на ефективність біореємедіації	210
5.1.2 Роль аборигенної мікрофлори у процесі деградації вуглеводнів	217
5.1.3 Ефективність ліквідації нафтових розливів із застосуванням традиційних біопрепаратів.....	219
5.1.4 Дослідження біоаугментації під час інтенсифікації процесу біореємедіації	224
5.2 Науково-теоретичні засади проведення біостимуляції.....	227
5.2.1 Дослідження біостимуляторів	227
5.2.2 Дигестат як ефективний біостимулятор	233
5.2.3 Технологія одержання біостимулятора на основі дигестату.....	239
5.3 Науково-теоретичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів.....	253
5.3.1 Використання біоінформаційних баз даних.....	253
5.3.2 Моделювання складу нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів	258
Висновки та узагальнення до розділу 5	269
РОЗДІЛ 6 ФАКТОРНЕ ПАРАМЕТРИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ БЕЗПЕКИ СИСТЕМИ ПРОЦЕСУ ВИДОБУВАННЯ НАФТИ ДЛЯ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	
6.1 Оцінка впливу на довкілля за штатних ситуацій	271
6.2 Моделювання процесу проникнення нафти через пористе середовище .	277
6.2.1 Чисельне рішення задачі моделювання геофільтрації нафти	278
6.2.2 Перевірка адекватності моделі за допомогою комп'ютерної візуалізації	280
6.2.3 Прогнозування площі та глибини проникнення нафти за умови розливу	284
6.3 Оцінка впливу на довкілля у разі надзвичайної ситуації.....	288

6.3.1 Аналіз ризику під час надзвичайної ситуації.....	288
6.3.2 Моделювання безпеки системи із застосуванням нечіткої логіки	292
6.3.3 Система попередження аварійних ситуацій.....	295
Висновки та узагальнення до розділу 6	301
ВИСНОВКИ.....	303
СПИСОК ДЖЕРЕЛ ЛІТЕРАТУРИ.....	307
ДОДАТКИ.....	345

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

Умовні позначення, символи

Q_i^j – оцінка інтенсивності впливу на i -ий компонент природного середовища;

Q_{integr}^i – комплексна оцінка для даного впливу;

Q_i^s – оцінка просторового впливу на i -ий компонент природного середовища;

Q_i^t – оцінка часового впливу на i -ий компонент природного середовища;

C_i – початкова концентрація нафти у ґрунті, г/кг;

C_τ – концентрація нафти у ґрунті в момент часу τ , г/кг;

d – діаметр частинок, м;

DR – ступінь деградації нафти, %;

k – константа швидкості першого порядку, дні⁻¹;

m_0 – маса сухого порожнього бюкса з кришкою, г;

m_1 – маса закритого бюкса з вологим БШ, г;

m_2 – маса закритого бюкса з висушеним у сушильній шафі БШ, г;

W_1 – вологість зразку шламу до осушувача (на вході), %;

W_2 – вологість зразку шламу після осушувача (на виході), %;

μ – динамічний коефіцієнт в'язкості середовища, кг/м·с²;

τ – час, дні;

ω_{dep} – швидкість осадження частинок, м/с.

Скорочення

АЗ – анаеробне зброджування

АП – атмосферне повітря

БВ – бурові відходи

БР – буровий розчин

БСВ – бурові стічні води

БШ – буровий шлам

ВБР – відпрацьований буровий розчин

ВКС – вакуумна компресорна станція

ГПЗ – газопереробний завод
ДВЗ – двигун внутрішнього згорання
ДППН – діляниця підготовки та перекачування нафти
ЗП – замірний пункт
ЗР – забруднювальні речовини
КБТ – колони бурильних труб
КСУ – кінцева сепараційна установка
НВ – нафтові вуглеводні
НГКР – нафтогазоконденсатне родовище
НЗП – нафтозбірні пункти
НП – нафтопродукти
НПС – навколишнє природне середовище
ОВШ – осушувач вертикальний шламовий
ОЕР – оцінка екоотоксикологічного ризику
ОР – органічна речовина
ПАА – поліакриламід
ПАВ – поліциклічні ароматичні вуглеводні
ПАР – поверхнево-активні речовини
ПКБЕ – прогнозована концентрація без ефекту
ПММ – паливно-мастильні матеріали
ПНГ – попутний нафтовий газ
ППТ – підтримання пластового тиску
СЗЗ – санітарно-захисна зона
СПВ – супутньо-пластові води
СХ – суха речовина
ТВБ – технологічні відходи буріння
УПГ – установка підготовки газу
ФЕ – фітотоксичний ефект
ШФЛВ – широка фракція легких вуглеводнів
ЦВНГ – цех видобування нафти і газу

ВСТУП

Актуальність теми. На сьогодні нафта залишається основним видом палива у світі, тому нафтовидобування є однією з найбільш важливих галузей для України, а нафтогазова промисловість продовжує зберігати свої позиції у світовій економіці. Під час буріння нафтових свердловин застосовують комплексний інженерний підхід й інноваційні технології, що дозволяє одержати позитивний технологічний та економічний ефект, проте менше уваги приділяють екологічним аспектам діяльності. Видобування вуглеводневмісної сировини породжує низку екологічних проблем, пов'язаних із забрудненням довкілля. Відходи буріння та їх токсичні компоненти: нафта й нафтопродукти, пластова вода, бурові розчини, буровий шлам і низка хімічних реагентів, можуть впливати на довкілля та здоров'я людей. Відповідно техногенне навантаження на довкілля від нафтовидобувної діяльності продовжує зростати, оскільки з кожним роком збільшується кількість експлуатованих свердловин, що пов'язано з пошуком нових родовищ або виходом на більші глибини буріння. Крім того, нафта є цінною сировиною для нафтохімічної промисловості, тому процеси її видобування й використання повинні реалізовуватися з додержанням вимог екологічної безпеки та мінімізації екологічних ризиків. На сьогодні розроблені галузеві нормативні документи, стандарти, положення, що регламентують провадження нафтовидобувної діяльності. Проте не існує дієвого чітко сформованого механізму превентивної системи заходів, зокрема, попередження аварійних ситуацій. Ліквідувальні заходи й технології не забезпечують 100 % результату. Отже, маємо ситуацію забруднення атмосферного повітря, підземних і поверхневих вод та ґрунтів як викидами, стоками й відходами нафтовидобування, так і сировою нафтою.

Для виконання цього завдання необхідно застосувати системний підхід і розглянути процес видобування нафти нерозривно з об'єктами довкілля, що зазнають прямого та опосередкованого впливу. Розроблення науково-методологічного підходу до впровадження комплексного екологічно безпечного

рішення щодо біотехнологічного способу ліквідації нафтових розливів із залученням побічних продуктів виробництва біогазу й промислових відходів та оцінювання екологічного ризику є актуальними науково-теоретичними завданнями, на вирішення яких спрямовані дисертаційні дослідження.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає пріоритетним напрямам розвитку науки і техніки в Україні на період до 2022 року з розділу «Раціональне природокористування» і стратегічним пріоритетним напрямам інноваційної діяльності в Україні на 2011–2022 рр. «Широке застосування технологій більш чистого виробництва та охорони навколишнього природного середовища».

Робота виконана відповідно до плану науково-дослідних робіт кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету, пов'язаних із тематиками «Зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище підприємств хімічної, машинобудівної промисловості та теплоенергетики» (номер державної реєстрації 0116U006606) і «Зниження техногенного навантаження на довкілля від об'єктів нафтовидобування: перспективи застосування біотехнологій» (номер державної реєстрації 0121U114460) згідно з науково-технічною програмою Міністерства освіти і науки України, в яких авторка брала участь як виконавиця та керівниця відповідно.

У дисертаційній роботі використані результати досліджень, проведених під час виконання договорів на розроблення та передавання науково-технічної продукції, за темами: «Комплексні послуги у галузі екології для підприємств, установ та організацій» (ТОВ «Укрнафтозапчастина», № 51.16-2020.СП/200); «Комплексні послуги щодо оцінювання екологічної безпеки роботи центрифуги» (ТОВ «Укрнафтозапчастина», № 51.16-2020.СП/201), в яких авторка брала участь як наукова керівниця.

Мета дослідження. Метою роботи є розроблення та обґрунтування наукових засад системного підходу щодо зниження техногенного навантаження

на довкілля в зоні впливу нафтовидобувних територій за допомогою застосування комплексного еколого-технологічного рішення.

Завдання досліджень. Для досягнення поставленої мети необхідно виконати такі завдання:

- системно проаналізувати джерела екологічної небезпеки під час видобування нафти;
- оцінити вплив на довкілля від аварійно небезпечних ситуацій нафтовидобувної діяльності;
- розробити методику системного підходу до оцінювання впливу відходів нафтовидобування на довкілля та екологічно безпечного поводження з ними;
- розробити методику дослідження фільтрації нафти через ґрунт для прогнозування глибини та площі забруднення;
- вдосконалити науково-методологічну основу системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження під час видобування нафти;
- розробити та впровадити вдосконалені технології поводження з буровими відходами;
- розробити науково-теоретичний підхід до дослідження та впровадження технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації;
- розширити та адаптувати науково-теоретичні засади проведення біостимуляції на підставі симбіозу біоенергетичних рішень;
- удосконалити науково-практичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів із використанням біоінформаційних баз даних;
- провести математичне моделювання процесу поширення нафти через пористе середовище для своєчасного застосування заходів із локалізації та ліквідації аварійних розливів;
- провести математичне моделювання безпеки системи «видобування нафти – бурові відходи – вплив на довкілля» та екологічного ризику із застосуванням нечіткої нейронної гібридної мережі.

Об'єкт дослідження – техногенний вплив процесу видобування нафти на довкілля.

Предмет дослідження – системний підхід до зниження техногенного навантаження на компоненти довкілля від нафтовидобувної діяльності.

Методи дослідження. Теоретичні аспекти дисертаційної роботи ґрунтуються на системному, фізичному, біохімічному та математичному моделюванні процесів впливу нафтовидобувної діяльності на навколишнє природне середовище, зокрема поширення нафти в пористому середовищі, розкладання нафти нафтодеструктивними консорціумами мікроорганізмів, прогнозування глибини і площі проникнення нафти у разі її аварійного розливу, оцінювання ступеню деградації нафти у ґрунті. Для моделювання безпеки системи та оцінювання ризику використано метод аналізу ієрархій (MAI) із застосуванням нечіткої логіки.

Під час проведення експериментальних досліджень для визначення хімічного складу зразків, контролю фізико-хімічних параметрів процесу були використані такі методи: рентгено-флуоресцентний, рентгенодифракційний, атомно-адсорбційний, газохроматографічний, електронної мікроскопії, гравіметрії, гігromетрії та рН-метрії. Для визначення якості та екологічної безпеки забруднених нафтою ґрунтів проводили санітарно-бактеріологічні дослідження.

Дослідження морфології мікробних препаратів проводили за допомогою світлової та електронної растрової мікроскопії. Таксономічну класифікацію та огляд метаболічних шляхів трансформації нафтових сполук проводили за допомогою електронних баз даних KEGG (Кіотська енциклопедія генів і геномів), MetaCyc та бази даних EzTaxon. Морфологію, фізіологію, умови культивування та зростання, ізоляцію, відбір проб та інформацію про навколишнє природне середовище, застосування та взаємодію мікроорганізмів, що розкладаються нафтою, вивчали за допомогою бази даних BacDive про бактеріальне різноманіття. Прогнозування та інтерактивну візуалізацію

геномних острівців у бактеріальних геномах здійснювалися за допомогою веб-сервера IslandViewer 4.

Використані методи оптимізації у моделюванні технологічних процесів із застосуванням комп'ютерних технологій та електроніки. Візуалізацію одержаних результатів щодо задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт виконано за допомогою програмного забезпечення ANSYS CFX. Кластерну візуалізацію на основі бібліометричної мережі спорідненості та відповідності ключових слів виконано за допомогою програмного забезпечення VOSviewer (версія 1.6.15). Використано програмні пакети підтримання експерименту DifWin-1, Autodesk 3DS Max (ліцензовані). Дані аналізували за допомогою програмної системи аналізу даних Statistica, версія 13.0.0.0 (TIBCO Software Inc., 2017), Microsoft Excel. Статистична значущість експериментальних даних була оцінена за допомогою дисперсійного аналізу (ANOVA).

Наукова новизна одержаних результатів. Із метою підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій та попередження ризику для навколишнього середовища від штатних та аварійних ситуацій під час видобування нафти на основі виконаних теоретичних досліджень та експериментальних даних одержані такі нові наукові результати:

вперше:

– розроблено науково-теоретичні основи системного підходу до оцінювання впливу відходів нафтовидобування на довкілля та екологічно безпечного поводження з ними з метою зниження техногенного навантаження на довкілля від нафтовидобувної промисловості;

– для зниження екологічного ризику від аварійних розливів нафти запропоновано науково-методичний підхід до моделювання фільтрації нафти через пористе середовище, що забезпечило прогнозування глибини, швидкості та площі забруднення ґрунту;

– розроблено науково-методологічний підхід до дослідження та впровадження технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації, що дозволило підвищити рівень екологічної безпеки відповідних

територій за рахунок скорочення часу ліквідації забруднення й підвищення ефективності процесу;

– теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено ефективність застосування анаеробного дигестату як біостимулятора у складі бактеріальних препаратів на підставі наявності в ньому необхідного комплексу поживних речовин для нафтодеструктивних мікроорганізмів, що задовольняє вимоги екологічної безпеки щодо комплексного поводження з відходами;

– експериментально встановлено залежність ефективності седиментації від дози коагулянту й флокулянту під час реалізації розробленої технології розділення бурового шламу під впливом відцентрових сил, зокрема, науково обґрунтовано дози сульфату алюмінію та поліакриламідну на рівні 30 % та 0,1–0,2 % за основною речовиною відповідно;

набули подальшого розвитку:

– науково-теоретичні підходи до застосування теорії нечіткої логіки в екологічних дослідженнях, зокрема, під час проведення математичного моделювання безпеки системи «видобування нафти – бурові відходи – вплив на довкілля» та екологічного ризику;

– науково-теоретичні підходи до вирішення проблем екологічної безпеки нафтовидобувних територій, зокрема, щодо розроблення комплексу науково обґрунтованих заходів із локалізації та ліквідації аварійних розливів на підставі результатів математичного моделювання процесу поширення нафти через пористе середовище;

вдосконалено:

– методологічну основу системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження під час видобування нафти, що дозволило врахувати всі екологічні аспекти досліджуваного процесу в єдності з компонентами навколишнього природного середовища, включаючи біосферу;

– науково-практичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів на основі інформації про метаболічні шляхи

перетворення органічних речовин нафти та нафтопродуктів із використанням біоінформаційних баз даних.

Практичне значення одержаних результатів.

1. Розроблено спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин у полі дії відцентрових сил із подальшою утилізацією окремих фракцій. Запропонована технологія забезпечує підвищення екологічної безпеки й зниження впливу на довкілля від відходів, утворюваних під час буріння та експлуатації нафтових і газових свердловин, та призначена для ефективного розділення бурових нафтовмісних відходів у полі дії відцентрових сил з одержанням окремих фракцій, придатних для подальшої роздільної утилізації. Основні принципи технології захищені патентом України на корисну модель (Додаток Б).

2. Розроблено спосіб біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів біологічним методом із внесенням науково обґрунтованої композиції препарату нафтоокиснювальних бактерій та речовин. Реалізація розробленого способу дозволяє знизити техногенне навантаження на довкілля внаслідок відновлення порушених земель і ґрунтів, забруднених нафтою й нафтопродуктами, та забезпечує інтенсифікацію процесу деградації вуглеводнів біологічним способом, що сприяє одержанню екологічного безпечного субстрату та виключає його токсичність для живих організмів за рахунок деградації та/або іммобілізації небезпечних хімічних речовин. Отримано патент України на корисну модель (Додаток Б).

3. Розроблено технологію одержання гранульованого біостимулятора на основі анаеробного дигестату, що входить до складу нафтодеструктивного біопрепарату. У цьому разі під час гранулювання додають фосфогіпс як в'язуче для формування оболонки, що додатково вирішує проблему утилізації промислових відходів. Сушіння одержаних гранул проводять у малогабаритних багатоступінчастих сушарках із псевдозрідженим шаром, які працюють за рахунок електроенергії, виробленої з біогазу, що дозволяє комбінувати біогазові установки та установки для виробництва гранульованого біостимулятора. Такий

підхід забезпечує зниження техногенного навантаження на довкілля від нафтовидобувної галузі, відповідає вимогам екологічної безпеки щодо поводження з відходами та задовольняє кілька Цілей сталого розвитку.

4. Розроблено практичні рекомендації щодо впровадження у виробництво технології розділення бурових відходів у полі дії відцентрових сил із застосуванням центрифуг та інтенсифікації процесу за рахунок коагуляції та флокуляції. Дослідно-промислові випробування технології проведено на базі ТОВ «Укрнафтозапчастина» (акт впровадження від 20.11.2020 р.) та ТОВ «Науково-виробниче підприємство «Буднафтогаз» (акт впровадження від 05.03.2021 р.).

5. Апробовано технологію одержання гранульованого добрива та біостимулятора з анаеробного дигестату, відповідні дослідження проведено на базі лабораторії Науково-дослідного інституту мінеральних добрив і пігментів Сумського державного університету (акт впровадження від 25.01.2022 р.).

6. Використано рекомендації щодо прогнозування та розрахунку зони забруднення ґрунту та води нафтою в разі аварійних розливів нафти, що забезпечує адекватне оцінювання завданих збитків унаслідок забруднення ґрунту чи води нафтою, Державною екологічною інспекцією в Сумській області (акт впровадження від 14.02.2022 р.).

7. Упроваджено в навчальний процес кафедри екології та природоохоронних технологій Сумського державного університету методичні положення системного підходу щодо оцінювання техногенного навантаження на екосистеми в зоні впливу нафтовидобувних територій, математичну модель процесу геофільтрації нафти через пористе середовище, спосіб біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів у дисципліни «Технології захисту навколишнього середовища», «Техноекологія», «Моделювання та прогнозування стану довкілля» та «Екологічні біотехнології» (акт впровадження від 28.12.2021 р.).

Особистий внесок здобувачки полягає в аналізуванні стану проблеми, формуванні та розробленні основної ідеї й теми дисертації, створенні науково-теоретичних положень системного підходу до розроблення комплексного

екологічно безпечного рішення щодо зниження техногенного навантаження на довкілля від об'єктів нафтовидобувної промисловості, зокрема, розробленні науково-методичних підходів до підвищення екологічної безпеки довкілля в районах видобування нафти та внаслідок аварійних ситуацій із витоком нафти і нафтопродуктів [1], дослідженні закономірностей забруднення об'єктів довкілля в результаті нафтовидобувної діяльності [3; 8], аналізуванні та оцінюванні техногенного навантаження на водні об'єкти й ґрунти від розливів нафти [3; 6; 7], впровадженні технологій поводження з буровими відходами [2; 11; 12], розробленні біотехнологічного підходу до ремедіації нафтозабруднених земель [4; 13; 18; 24] та комплексно забруднених ґрунтів нафтою і важкими металами [9; 20], впровадженні комплексних рішень щодо утилізації промислових відходів, зокрема фосфогіпсу, у розроблених технологіях [5; 17], розробленні екологічно безпечних біостимуляторів та сорбентів, зокрема, сумісно в схемах поводження з відходами [15; 16; 21; 23], оцінюванні екологічного ризику від нафтовидобувної діяльності та моделюванні геофільтрації нафти через пористе середовище [14; 19; 22].

Вищезазначена нумерація робіт, виконаних у співавторстві, відповідає списку праць дисертантки, наведеному у Додатку А.

У дисертації також було використано результати спільних праць із Сабіною Габбасовою (здобувачка є науковою керівницею), тема дисертаційної роботи: «Прогнозне оцінювання техногенного навантаження на Каспійське море у результаті зміни інфраструктури морської акваторії» (https://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream-download/123456789/85264/5/diss_Habbasova.pdf).

Апробація результатів дисертації. Основні наукові та практичні результати роботи доповідалися та обговорювалися на таких науково-технічних, науково-практичних конференціях і семінарах всеукраїнського й міжнародного рівнів: IV–IX Всеукраїнських науково-технічних конференціях «Сучасні технології у промисловому виробництві» (м. Суми, 18–21 квітня 2017 р.; 17–20 квітня 2018 р.; 16–19 квітня 2019 р.; 21–24 квітня 2020 р.;

20–23 квітня 2021 р.; 19–22 квітня 2022 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «STABICONsystems – 2017» (м. Суми, 27–29 квітня 2017 р.); семінари «Сталий розвиток – погляд у майбутнє» (м. Львів, 15 вересня 2017 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг» (м. Львів, 18–20 жовтня 2017 р.); 5-му, 6-му Міжнародних конгресах «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 26–29 вересня 2018 р.; 23–25 вересня 2020 р.); IV Міжнародній науково-практичній конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (м. Харків, 19 жовтня 2018 р.); 2nd International Conference on Design, Simulation, Manufacturing: The Innovation Exchange DSMIE-2019 (м. Луцьк, 11–14 червня 2019 р.); VI-му Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2019) (м. Вінниця, 25–27 вересня 2019 р.); 9-th International Youth Science Forum “Litteris et Artibus” (м. Львів, 21–23 листопада 2019 р.); VIII, IX Міжнародних наукових конференціях молодих вчених «Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» (м. Харків, 26–27 листопада 2020 р.; 25–26 листопада 2021 р.); XXIII Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2020» (м. Харків, 17–18 грудня 2020 р.); VI, VII Міжнародних молодіжних конгресах «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 9–10 лютого 2021 р.; 10–11 лютого 2022 р.); 3rd Grabchenko’s International Conference on Advanced Manufacturing Processes «InterPartner-2021» (м. Одеса, 7–10 вересня 2021 р.); VIII Міжнародному з'їзді екологів (Екологія/Ecology–2021) (м. Вінниця, 22–24 вересня 2021 р.); Міжнародній науково-практичній конференції за участю молодих вчених «Галузеві проблеми екологічної безпеки – 2021» (м. Харків, 27 жовтня 2021 р.); An International Conference on Nurturing Innovative Technological Trends in Engineering BIOscience (NITTE-BIO 2021) (Karnataka,

India, 19–20 листопада 2021 р.); II Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (м. Полтава, 2–3 грудня 2021 р.); I Міжнародної науково-практичної конференції «Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022» (м. Полтава – Львів, 26–27 травня 2022 р.).

Публікації. За результатами дисертаційної роботи опубліковано 50 наукових праць, із яких: 1 монографія у співавторстві, 1 розділ монографії, 22 статті, зокрема, 14 статей у наукових фахових виданнях із переліку МОН України, 8 статей у зарубіжних наукових періодичних виданнях та виданнях, що індексуються міжнародними наукометричними базами даних (Scopus і Web of Science), 24 матеріали доповідей у збірниках праць конференцій, 2 патенти України на корисну модель.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел, що містить 301 найменування на 38 сторінках, та 14 додатків на 41 сторінці. Загальний обсяг дисертації становить 385 сторінок, із яких основний текст – 269 сторінок, 77 рисунків та 32 таблиці.

РОЗДІЛ 1

ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ВІД НАФТОВИДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ З ПОЗИЦІЙ СИСТЕМНОГО ПІДХОДУ

1.1 Структурний і функціональний аналіз процесу видобування нафти як системного цілого

Процес видобування нафти – це складна організаційно-технологічна система, яка складається з трьох основних підсистем-етапів, розділених у часі. Перший етап полягає в бурінні експлуатаційної свердловини, що реалізується ударним або обертальним способом, зокрема це може бути роторне буріння, буріння турбобуром та електробуром. Другий етап пов'язаний з випробуванням свердловини, а третій етап стосується безпосереднього видобування нафти, підняття її з глибин 2000–6000 м на земну поверхню. Співвідношення пластового тиску і гідростатичного тиску стовпа рідини в стовбурі свердловини визначає енергетичні умови і спосіб експлуатації свердловини: фонтанний (мимовільний за допомогою верстата-качалки), газліфтний чи насосний (з додатковим підведенням енергії).

Небезпечний вплив на довкілля виявляється на всіх стадіях освоєння нафтогазових родовищ: розвідка нафтових родовищ, буріння свердловин, налагодження та експлуатація родовищ, транспортування нафти, нафтопереробка і нафтохімія, використання нафтопродуктів (НП), ліквідація свердловин і обладнання по закінченню експлуатації родовищ. Під час розроблення нафтогазових родовищ значного техногенного впливу зазнають не лише прилеглі населені пункти, але й усі компоненти довкілля потерпають від його шкідливої дії, а саме: відбувається вплив на надра, ґрунтово-рослинний покрив, атмосферне повітря (АП), поверхневі та підземні води. У багатьох випадках виникає зміна ландшафтів і екосистем, спостерігається негативна дія

на тварин та, зрештою, на здоров'я людини. Характер та інтенсивність впливу нафтовидобувної галузі на всі компоненти довкілля залежать від багатьох факторів і визначаються кількістю та токсичністю забруднювальних речовин (ЗР), які надходять у навколишнє природне середовище (НПС) [1].

Вплив на компоненти навколишнього природного середовища на кожному етапі носить індивідуальний характер та описується значною кількістю визначальних взаємозалежних параметрів і факторів. Складність керування процесом буріння полягає у невизначеності щодо параметрів і структури об'єкта та недостатній інформації для опису функціональності системи. З позицій управління процесом буріння – це сукупність електричної, механічної та гідродинамічної підсистем, що надають системі властивості стохастичності, нелінійності та багатовимірності [2].

1.1.1 Декомпозиція процесу спорудження свердловини з позицій впливу на навколишнє середовище

Спорудження свердловини – це складний інженерно-технологічний процес, який складається з таких етапів: буріння свердловини; кріплення стовбура свердловини обсадними колонами і їх цементування; випробовування свердловини на наявність промислового припливу нафти чи газу.

Тривалість циклу спорудження свердловини може становити від 3–5 діб для свердловини глибиною 100 м до 225 діб – для 2–6 км глибини, в середньому за даними ОВД [3] 61 добу, зокрема відсотковий розподіл для окремих видів операцій такий: монтажні роботи – 23 %; підготовчі роботи до буріння – 3 %; буріння – 41 %; кріплення свердловини – 5 %; випробовування свердловини – 16,5 %; демонтаж бурового верстату – 11,5 %.

Процес буріння свердловини може бути поданий у вигляді схеми (рис. 1.1), що є єдиною для всіх способів буріння.

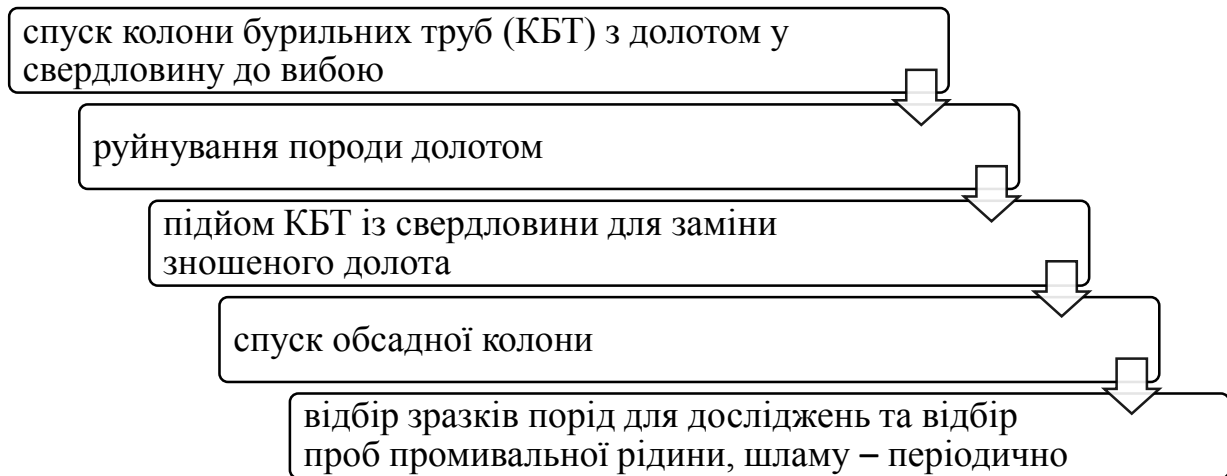


Рисунок 1.1 – Опис процесу буріння свердловини за операціями [4]

У цілому під час проведення бурових робіт негативного впливу зазнають всі компоненти НПС (АП, водне середовище, геологічне середовище, ґрунт та живі організми).

Наземний комплекс бурового обладнання і привезових споруд, що використовуються під час спорудження свердловин, відносяться до тимчасових споруд. Комплекс включає бурову вежу з металевою основою, блок силового приводу лебідки, циркуляційну систему з блоком очистки бурового розчину (БР), насосний блок з силовим приводом.

Буріння свердловини розпочинається із спуску колони бурильних труб (КБТ) з долотом у свердловину до вибою, після чого відбувається руйнування породи долотом, що безпосередньо створює техногенне навантаження на геологічне середовище та ґрунт, відбувається забруднення АП пилом. У разі використання бурового верстату з електричним приводом можна досягти зниження викидів ЗР в АП. При цьому розмір нормативної санітарно-захисної зони (СЗЗ) становить 300 м згідно з Державними санітарними правилами планування та забудови населених пунктів, затвердженими наказом МОЗ України від 19.06.1996 р. №173.

Родючий шар ґрунту зазнає впливу техніки, що використовується для монтажних, підйимально-транспортних та землекопальних робіт, а також у випадку забруднення рідкими відходами буріння, що вміщують хімічні реагенти.

Техногенне навантаження на АП обумовлено: під час спорудження свердловини з використанням бурового верстату з електричним приводом – продуктами згорання дизельного палива при роботі двигуна внутрішнього згорання (ДВЗ) дизель-електростанції та автомобіля КРАЗ; під час випробовування свердловини – продуктами згорання природного газу на факелі; під час приготування БР – пиловими викидами, які мають тимчасовий характер. При роботі будівельної техніки може виникнути шумове навантаження на житловій території.

Для очищення долота використовується промивальна рідина, до складу якої входять малотоксичні хімічні речовини, відбувається забір чистої води, а у разі недостатнього очищення промивальної рідини і скиду її на території бурової відбувається забруднення ґрунту, поверхневих та підземних вод. Водоспоживання для виробничих потреб становить 3,25 м³/добу, зокрема для приготування БР використовується 2,33 м³/добу води, а для технологічних потреб – 0,92 м³/добу води. У разі розкриття підземних горизонтів з прісними водами БР може негативно впливати на водне середовище, оскільки містить хімічні речовини 3 та 4 класу небезпеки (токсичності), зокрема соду кальциновану технічну, карбоксиметилцелюлозу, калій хлористий, глинопорошок, графіт.

Бурові насоси забезпечують циркуляцію БР через бурильні труби до вибою свердловини з метою виносу вибуреної породи на поверхню, забезпечення стійкості стінок стовбура свердловини, створення протитиску на нафто- та газонасні горизонти, охолодження долота, руйнування гірських порід [3]. Після випробування свердловини у разі отримання промислового припливу гирло свердловини обладнується фонтанною арматурою, підключається за допомогою газопроводу (шлейфу) до установки підготовки газу (УПГ) і передається в експлуатацію.

У результаті буріння свердловини утворюються бурові відходи (БВ), серед яких традиційно виділяють відпрацьований буровий розчин (ВБР), буровий шлам (БШ) та бурові стічні води (БСВ). Кожен із цих видів відходів підлягає

очищенню для подальшого використання у технологічному процесі чи переробленню.

Таким чином, негативний вплив будівництва свердловини на навколишнє природне середовище можливий на таких етапах:

– під час підготовчих робіт – розмітка та планування майданчика для встановлення бурового верстата, риття котлованів під ємності для БВ, влаштування житлово-комунального блоку та місця зберігання паливно-мастильних матеріалів (ПММ);

– під час буріння – руйнування гірських порід на вибої свердловини, приготування промивної рідини з метою вилучення шламу шляхом переведення осаду до твердого стану;

– під час кріплення свердловини – спуск обсадних колон, цементація заколонного простору;

– під час випробовування свердловини – виклик у свердловину припливу газів з пласта, випробування та визначення параметрів пласту і пластової рідини, спалювання газу;

– під час демонтажних робіт – вивезення бурового устаткування та матеріалів;

– під час проведення рекультивації – вивезення гравію або плит, розрівнювання території бурового майданчику.

1.1.2 Аналіз техногенного навантаження на навколишнє середовище під час експлуатації свердловини

Системний підхід до оцінювання техногенного навантаження на навколишнє середовище під час видобування нафти передбачає аналіз впливу на всі компоненти. Процес розроблення та експлуатації нафтових родовищ на суші й на континентальному шельфі має суттєві відмінності, які полягають не лише в інженерно-технологічних аспектах, а й у характері та силі впливу на навколишнє природне середовище. Акваекосистеми функціонально та структурно значним

чином відрізняються від терраекосистем, що й обумовлює необхідність розроблення і впровадження диференційованого підходу до оцінювання техногенного навантаження на відповідні природні комплекси [5].

У разі видобування нафти на суші техногенне навантаження на об'єкти довкілля пов'язане з такими технологічними об'єктами та процесами. Для збирання продукції свердловин нафтового родовища використовується групова система у вигляді нафтозбірних пунктів (НЗП), яка дозволяє проводити збирання продукції свердловин, сепарацію нафти від газу, підігрівання рідини, відстій рідини з подальшим транспортуванням нафти на кінцеву сепараційну установку (КСУ). Крім того, кінцеві НЗП призначені для приймання товарної нафти, а також нафтовміщеної суміші від цехів видобування нафти та газу (ЦВНГ), зберігання, підготовки нафти з подальшим її транспортуванням споживачу, очищення та утилізації пластової води, яка вивільняється під час процесу підготовки нафти [6].

КСУ – це групова система збирання продукції свердловин ЦВНГ, що дозволяє проводити збирання продукції свердловин, приймання нафтовміщеної суміші з НЗП, підігрівання, сепарацію і транспортування рідини в резервуари для накопичення, відстоювання, відокремлення нафти від пластової води.

Замірний пункт (ЗП) – це групова система збирання продукції, що дозволяє проводити збирання продукції свердловин, відстій рідини з подальшим транспортуванням нафти на НЗП. Пластова вода та стічні води ЗП закачуються в свердловини. На ЗП проводиться приймання пластової води з НЗП і її подальше закачування в свердловини системи підтримання пластового тиску (ППТ).

Після НЗП та КСУ відокремлений газ направляється в технологічні вакуум-проводи вакуумної компресорної станції (ВКС). Пластова вода направляється на дільницю підготовки та перекачування нафти (ДППН), а також разом із стічними водами використовується системою ППТ [6].

Вихід підігрітої рідини з підігрівача надходить на резервуари горизонтальні сталеві (РГС), які використовуються для накопичення, обліку продукції

свердловин ЦВНГ та відстоювання нафти від пластової води у міру накопичування. Відстояна пластова вода по трубопроводах подається в дренажні колодязі на ДППН. За наявності нафтової емульсії на верхніх відпускних патрубках резервуарів відпуск води з резервуара припиняється. Відокремлена нафта після відібраних проб направляється по трубопроводах на ДППН. Після КСУ частково обезводнена нафта надходить на підготовку.

Підготовка нафти проводиться термохімічним способом на паропідігрівачах із безпосередньою подачею гострої пари і деемульгатора типу ПМ у потік нафтовміщувальної суміші. Продукція свердловин із сировинних резервуарів насосом подається на паропідігрівачі, де проходить технологічний процес зневоднення і знесолення. За безпосереднього змішування гострої пари і деемульгатора з нафтовою сумішшю, що подається в паропідігрівачі, проходить процес знесолювання і руйнування нафтової емульсії. Підготовка нафти проводиться в теплообмінних апаратах ТП-1000 і ТП-800, після чого подається в установку УДО-2М для відпуску пластової води, що відділяється під час розділення емульсії для зменшення затрат часу відстою та відпуску з резервуарів. У цьому разі установка підготовки нафти УДО-2М використовується як буферна ємність.

Обезсолена і зневоднена нафта надходить на резервуари товарного резервуарного парку, де проходить відстоювання (процес коагуляції – не менше ніж 8 годин) від води, з подальшим дренаванням води в каналізаційну систему об'єкта. Після скидання води нафта вже готова до реалізації споживачу.

Пластова вода та стічні води по каналізаційній системі потрапляють на очищення в нафтовловлювач, після цього в підземну ємність, звідки насосами закачуються в нагнітальні свердловини ЦВНГ-1.

Під час видобування нафти утворюються технологічні відходи, склад яких може сильно варіюватися як в якісному, так і в кількісному вимірі, що пояснюється впливом таких визначальних чинників: породи, що залягають у місці буріння свердловини, технологія видобування нафти і склад БР, що використовуються. Середньозважений склад відходів утворюють НП, солі

важких металів (ВМ), ізомери радіоактивних елементів, поверхнево-активні речовини (ПАР), неорганічні речовини БР.

Своєчасне комплексне перероблення відходів сприяє запобіганню негативному впливу окремих компонентів відходів на навколишнє середовище. Порушення нормативних вимог до операцій поводження з відходами спричиняє міграцію токсичних хімічних речовин у ґрунт і підземні води. Особливу небезпеку для біоти становлять ВМ, радіоактивні ізомери й органічні речовини, що входять до складу нафти, головним чином, парафінові, нафтеніві й ароматичні вуглеводні. Превентивні і ліквідувальні заходи щодо підвищення безпеки об'єктів навколишнього природного середовища вимагають застосування специфічних технологій знешкодження для кожної групи речовин.

1.2 Системний аналіз джерел екологічної небезпеки під час видобування нафти

1.2.1 Техногенне навантаження на морські екосистеми

Техногенне навантаження на морські екосистеми присутнє на всіх етапах виробничого циклу нафтовидобувної діяльності – під час геологорозвідувальних робіт, буріння свердловин, видобування нафти і газу, їх підготовленні та зберіганні, транспортуванні та переробленні. Адекватне оцінювання впливу досліджуваного процесу передбачає виділення чотирьох основних етапів розроблення нафтових і газових родовищ (рис. 1.2). Такий підхід пов'язаний з наявністю різних за природою екодеструктивних факторів, що спричиняють параметричне та інгредієнтне забруднення [5].



Рисунок 1.2 – Структурно-стадійна схема процесу розроблення нафтових родовищ

Вплив на повітряне середовище. АП зазнає негативного впливу переважно на стадії розроблення свердловини та видобування нафти, що обумовлено утворенням великої кількості забруднювальних речовин унаслідок спалювання супутнього газу та надлишкових кількостей вуглеводнів. Основними політантами АП при цьому є: парникові гази CO_2 та CH_4 , оксиди нітрогену NO_x та леткі органічні вуглеводні неметанового ряду.

Вплив на водні ресурси. Основними факторами, що визначають вплив на водне середовище під час проведення робіт на всіх етапах нафтовидобувної діяльності, є: фізична присутність плавзасобів на акваторії; забір морської води для власних / виробничих потреб; скидання нормативно-чистих стоків; скидання нормативно-очищених нафтозабруднених і господарсько-побутових стічних вод; незначне вскаламучення донних осадів під час стабілізації судна на точці буріння; незначне вскаламучення донних осадів під час установлення водовіддільної колони; скидання подрібнених харчових відходів.

Як промивна рідина використовується морська вода з додаванням бентонітового порошку. Для буріння 1 свердловини глибиною до 100 м потрібно близько 30 м^3 морської води. За умов замкнутої системи циркуляції промивної рідини заповнення оборотної системи приймається 10 % на кожен свердловину. Під час експлуатації судна утворюються такі види стічних вод: технологічні

стічні води; бурові стічні води; господарсько-побутові стічні води; дренажні стічні води; нормативно-чисті води.

Вплив на надра. На стадіях будівництва й експлуатації об'єктів облаштування шельфових родовищ на надра здійснюються такі види впливів: геомеханічний; гідродинамічний; геохімічний; геотермічний.

1.2.2 Забруднення атмосферного повітря леткими органічними та неорганічними речовинами

Техногенне навантаження на АП внаслідок нафтовидобувної діяльності відбувається практично на всіх етапах комплексного технологічного процесу.

Під час буріння і випробування свердловин із вуглеводневою продукцією основними джерелами утворення ЗР є: бурова установка (робота силових дизельних агрегатів) і самі свердловини (викиди ЗР в АП відбуваються під час їх випробування). Основними ЗР, що виділяються в АП, є пари вуглеводнів, а також продукти їх згоряння.

Під час будівництва об'єктів видобування, транспортування і підготовки вуглеводневої сировини, буріння свердловин, і прокладання внутрішньо- і міжпромислових трубопроводів основними джерелами викидів ЗР в АП є двигуни будівельних машин, механізмів та електрогенераторів, що працюють на дизельному паливі. Після закінчення будівництва і бурових робіт викиди ЗР в АП від стаціонарних об'єктів скорочуються в зв'язку із зниженням потреби в енергоресурсах.

У таблицях 1.1 та 1.2 на підставі даних із Звітів з оцінювання впливу на довкілля об'єктів нафтового видобування, зокрема будівництва та експлуатації свердловин, наведена усереднена якісна та кількісна характеристика щодо викидів ЗР в АП під час будівництва та експлуатації об'єктів, що проектується [7].

Таблиця 1.1 – Кількість ЗР, що викидаються в АП під час будівництва об'єктів родовищ

Назва ЗР	Валові викиди, т/період			
	Майданні об'єкти	Лінійні об'єкти		Разом
		Нафтозбірні мережі	Внутрішньо-промислові дороги	
Оксиди заліза (пил мет.)	0,26	0,06	0,16	0,48
Марганець та його сполуки	0,01	0,01	0,01	0,03
Нітроген (IV) оксид	131,25	44,97	66,23	242,45
Сажа	46,79	7,22	8,90	62,91
Сульфур (IV) оксид	60,76	9,12	13,43	83,31
Карбон (II) оксид	306,61	47,71	70,45	424,77
Фтористий водень	0,005	0,01	0,01	0,03
Фториди поганорозчинні	0,0003	0,004	0,05	0,05
Ксилол	0,11	0,21	0,01	0,33
Бенз(а)пірен	2,1E-05	5,1E-06	2,3E-05	0,00
Формальдегід	0,20	0,05	0,11	0,36
Керосин	94,07	14,80	17,43	126,30
Уайт-спірит	0,21	0,01	0,22	
Пил неорганічний 20–70 % SiO ₂	0,01	0,003	6,90	6,91
Разом	640,08	124,37	183,68	948,14

Буріння та випробування свердловин. Основними потенційними джерелами забруднення навколишнього природного середовища під час буріння експлуатаційних свердловин є такі технологічні операції: 1) буріння свердловини; 2) випробування (освоєння) свердловини.

Таблиця 1.2 – Кількість ЗР, що викидаються в АП під час будівництва магістрального нафтопроводу

Назва ЗР	Валові викиди, т/період	
	магістраль	нафтопровід
Залізо оксиди (пил мет.)	1,57	0,59
Марганець та його сполуки	0,13	0,02
Нітроген (IV) оксид	669,30	454,44
Сажа	89,96	72,98
Сульфур (IV) оксид	135,68	92,12
Карбон (II) оксид	711,94	482,17
Фтористий водень	0,11	0,09
Фториди поганорозчинні	0,48	0,04
Ксилол	0,07	2,11
Бенз(а)пірен	0,00	0,00005
Формальдегід	1,15	0,49
Керосин	176,13	149,59
Уайт-спірит	0,05	2,09
Пил неорганічний 20–70 % SiO ₂	69,71	0,03
Разом	1 856,28	1 256,76

Прямий вплив від буріння свердловини на АП наведено на рисунку 1.3 [4].



Рисунок 1.3 – Характеристика прямого впливу буріння свердловин на АП

У період проведення будівельних і бурових робіт великий обсяг ЗР 1–4 класів небезпеки викидається в АП (рис. 1.4).



Рисунок 1.4 – Розподілення ЗР у викидах за класами небезпеки

За попереднім оцінюванням на робочому майданчику перевищення гранично допустимої концентрації максимально разової (ГДК_{м.р.}) можуть очікуватися для нітроген (IV) оксиду (до 12 ГДК), сажі (до 3 ГДК).

На межі нормативної СЗЗ розміром 300 м: для нітроген (IV) оксиду (до 4,0 ГДК). Досягнення 1 ГДК буде досягатися на відстані понад 1 000 м від межі джерел. Перевищень санітарно-гігієнічних нормативів для інших ЗР у жодній точці розрахункового прямокутника не очікується.

Отже, етап будівельних робіт характеризується деяким підвищенням рівня забруднення АП. Погіршення якості АП має локальний характер і обмежується зоною впливу викидів ЗР. У цілому район проведення будівельних робіт характеризується допустимим рівнем забруднення АП.

Експлуатація родовища. У процесі експлуатації об'єктів нафтовидобування в АП виділяється більше ніж 20 різних ЗР, основними з них за обсягом викидів є карбон (II) оксид, вуглеводні, нітроген (IV) оксид, сажа, сульфур (IV) оксид. Основний вплив на АП на цьому етапі наведено на рисунку 1.5.

Стаціонарні джерела викидів ЗР в АП, наявні на промислових майданчиках родовищ, встановлюються під час проведення інвентаризації викидів. До таких об'єктів можна віднести нафтозбірні пункти та замірні пункти.

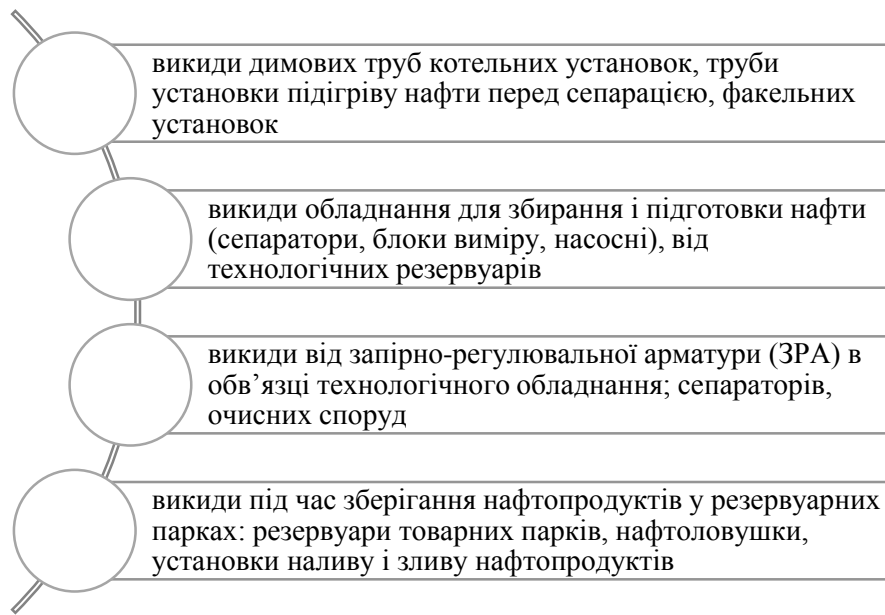


Рисунок 1.5 – Характеристика прямого впливу експлуатації родовищ на АП

До складу НЗП усіх видів, КСУ та ЗП як основні джерела утворення ЗР входять: підігрівачі продукції свердловин, резервуари збирання та тимчасового зберігання продукції свердловин і підготовки нафти, сепаратори, відкриті насосні, нафтовловлювач, наливна естакада. Під час ведення виробничих процесів в АП виділяються карбон (II) оксид, карбон (IV) оксид, нітроген оксиди, парникові гази та вуглеводні, класифіковані як бутан, пентан, метан, пропан, етан, гексан, гас (керосин).

Викиди ЗР в АП у вигляді вуглеводнів (бутан, пентан, метан, пропан, етан, гексан) відбуваються від таких організованих джерел викидів ЗР [7]: свічки запобіжних клапанів, свічки газових сепараторів, свічки підігрівача, дихальні клапани резервуарів, вентиляційна труба і дефлектори приміщення насосної та вентиляційна труба приміщення блоку реагентів. Крім того, продукти спалювання газу надходять до АП через димові труби підігрівачів; компоненти зварювального аерозолі – через трубу витяжну під час проведення зварювання та газової різки металу; пари бензолу, толуолу, спирту етиловий, ацетону, бензину – через витяжну трубу витяжної шафи лабораторії під час виконання лабораторних аналізів.

Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин у повітрі робочої зони і АП населених місць наведені в таблиці Д.1 Додатку Д [8].

До неорганізованих джерел викидів ЗР можна віднести:

- відкрита насосна (викиди в АП: вуглеводні С1-С6 відбуваються під час роботи насосів для відкачування продукції свердловин на КСУ);
- дренажні ємності (викиди в АП: вуглеводні С1-С6 відбуваються у разі зливання рідини під час обслуговування і ремонту насосів і трапів);
- наливні стояки (викиди в АП гасу (керосину) відбуваються під час наливання товарної нафти в автоцистерну, для зменшення кількості яких наливання зверху або «напіввідкритим струменем» не використовується);
- нафтовловлювач (викиди в АП: вуглеводні С1-С6 відбуваються під час очищення пластової води);
- шламонакопичувач (викиди гасу (керосину) відбуваються під час тимчасового зберігання відходів від нафтовловлювача);
- люк ємності (викиди гасу (керосину) в АП);
- фарбувальний пост (під час проведення фарбування обладнання на неорганізованому фарбувальному посту до повітря надходять компоненти фарби та розчинника).

Перелік джерел забруднення на території родовища наведений у таблиці 1.3.

Таблиця 1.3 – Перелік джерел забруднення на території родовища

№ з/п	Назва джерела	ЗР, що викидаються в АП
1	Резервуар РВС-40	Вуглеводні С1-С6
2	Резервуар РВС-12, люк	Вуглеводні С1-С6
3	Насосна, ущільнення насосу МВН-6	Вуглеводні С1-С6
4	Автоцистерна, люк	Вуглеводні С1-С6
5	Резервуар РВК-150, дихальні клапани	Вуглеводні С1-С6
6	Сепаратора ЗУГ-1, запобіжний клапан	Вуглеводні С1-С6
7	Факел	Оксиди азоту, вуглецю, сажа, метан, сірководень, сірчистий ангідрид

Обсяги викидів за кожною ЗР наведені у табл. Д.2 (за даними Звіту з оцінювання впливу запланованої діяльності) [7].

Через наявність сірки у нафті в технологічному процесі її стабілізації, дегазації та транспортуванні утворюються та можуть викидатися в АП різні за номенклатурою сульфурвмісні органічні та неорганічні сполуки, серед яких переважають меркаптани і сірководень. Сірководень є найбільш поширеним із токсичних компонентів нафти, газу і газового конденсату. Монтаж дорогих установок для абсорбції сірководню з нафти, газу і НП часто не ефективний через його низьку концентрацію. У зв'язку з цим найбільш прийнятним способом видалення сірководню є застосування поглиначів, призначених для його хімічного зв'язування у період транспортування і зберігання вуглеводнів [9–13].

Природний газ містить у своєму складі метан, який становить його основу (близько 85 %), і більш важкі вуглеводні, такі як етан, пропан, бутан й ізобутан. Також міститься низка інших домішок неорганічного походження, так званих кислих газів – Карбон (IV) оксиду і сірководню. Ці домішки повинні бути видалені з газу перед його подальшим використанням, так як вони знижують технологічні характеристики продукту, такі як реакційна здатність, і мають потужний корозійний ефект, що призводить до руйнування труб і апаратів [14].

Для задоволення вимог охорони навколишнього середовища в першому випадку необхідне очищення супутнього нафтового газу від сірководню і меркаптанів. У другому випадку необхідне очищення і попутного газу, і нафти. Водночас варіант хімічної нейтралізації сірководню дозволяє досягти більш глибокого очищення газоподібної та рідкої вуглеводневої сировини [15].

Особливо гостро стоїть питання утилізації супутнього нафтового газу (СНГ), тому що зараз він або викидається в АП, або спалюється на факелах, не приносячи при цьому практичної користі. Одним із найбільш раціональних варіантів утилізації СНГ є впровадження відповідних технологій з отриманням декількох видів вуглеводнів, готових до реалізації. Це може бути сухий відпарений газ або пентан-гексанова фракція, бутан, широка фракція легких вуглеводнів (ШФЛВ) тощо [16].

Основні заходи з охорони АП повинні бути спрямовані на забезпечення дотримання нормативів якості повітря робочої зони і скорочення шкідливих викидів в АП до нормативного рівня від усіх джерел забруднення на всіх стадіях процесу видобування нафти.

Заходи щодо зниження впливу на повітряне середовище зводяться до такого:

- герметизована система збирання та транспорту нафти, що видобувається;
- використання блочно-комплектного, автоматизованого обладнання;
- використання арматури з класом герметичності затвора по класу А;
- застосування труб із матеріалів, відповідних кліматичних умов району будівництва;
- випробування трубопроводів на міцність і герметичність після монтажу;
- контроль зварних з'єднань фізичними методами;
- антикорозійний захист трубопроводів ізоляцією посиленого типу;
- використання лише справної техніки, що пройшла контроль токсичності відпрацьованих газів;
- постійний профілактичний огляд і регулювання паливної апаратури дизельної техніки для зниження витрати дизпалива;
- для унеможливлення сильного забруднення нижніх шарів атмосфери у разі несприятливих метеорологічних умов (штилі, стійкі інверсії температури повітря) рекомендується проведення робіт із можливим мінімальним використанням технічних засобів на майданчику.

Отже, джерела викидів і номенклатура ЗР залежить від стадії розроблення родовища (буріння та випробування свердловини чи експлуатація родовища, тобто видобування нафти) та специфіки технологічного процесу.

1.2.3 Аналіз впливу на водне середовище

Водоспоживання під час видобування нафти має такі особливості:

- використання значного об'єму води, який збільшується в процесі розроблення родовища;

- безповоротне споживання свіжої води;

- повторно-послідовне використання для закачування в продуктивні пласти стічної води, що утворюються на установках підготовки нафти, а також промивних стічних вод з інших технологічних процесів після очищення, підготовки і доведення до відповідних нормативних показників;

- зміна співвідношення між свіжою та стічною водою загального об'єму водовикористання за часом;

- залежність об'єму водоспоживання від численних геолого-технологічних, геолого-фізичних і гідродинамічних чинників, пов'язаних з умовами та темпами розроблення родовища, геолого-фізичними характеристиками продуктивного пласта, фізико-хімічними властивостями насичувальних флюїдів, системою розроблення родовища і системою його експлуатації, стадією розроблення та багатьох інших чинників.

На підставі проведення оцінювання впливу процесу будівництва та експлуатації свердловин на водні ресурси території виділені основні форми очікуваного впливу об'єктів на водні ресурси (рис. 1.6) [4].

На окремих етапах видобування нафти використовують великі об'єми води, що є додатковим негативним чинником нафтовидобування – використання цього обмеженого природного ресурсу.

Основними технологічними процесами, що відбуваються з використанням води під час видобування нафти, є [6]:

- будівництво та експлуатація свердловин;

- заводнення продуктивних пластів;

- промислове збирання і підготовка нафти.

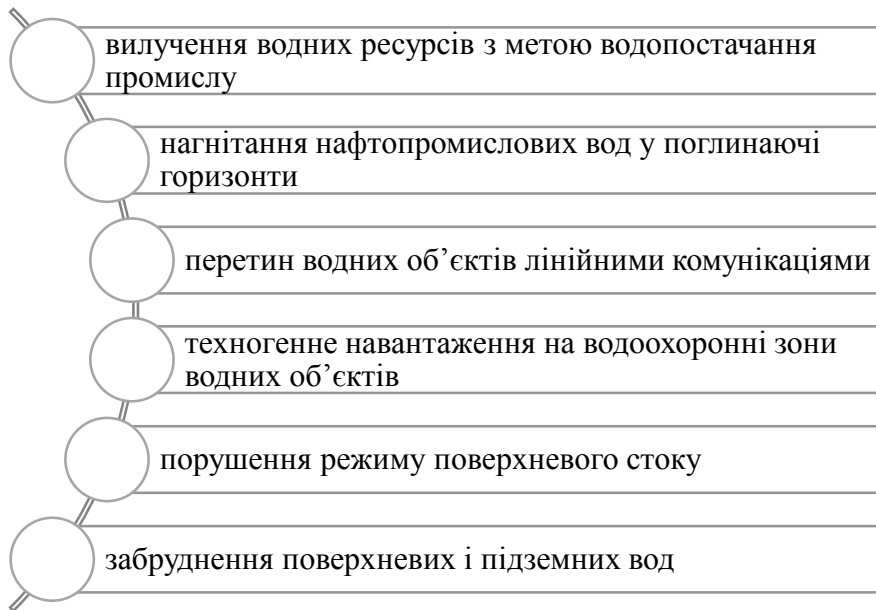


Рисунок 1.6 – Вплив діяльності з будівництва та експлуатації свердловин на водні ресурси

У період будівництва свердловин потреба у воді господарсько-питного призначення визначається необхідністю забезпечення бурових бригад водою господарсько-питної якості (рис. 1.7). У період експлуатації нафтопромислів виробниче водоспоживання складається із забезпечення водою установок промислової підготовки нафти, котелень, а також цілей заводнення пластів у системі ППТ (рис. 1.7) [6].

За попередніми розрахунками, добова потреба у воді в період будівництва оцінюється в 0,49 тис. м³, у період експлуатації – 10,4 тис. м³. Значні потреби у воді технологічно потребують операції промивання свердловин та заводнення нафтових пластів.

Промивання свердловин проводять методом циркуляції промивального агента з метою очищення забою від вибуреної породи. Значна частина використаних реагентів згодом переходить у технологічні відходи буріння (ТВБ). Ступінь екологічності процесу промивання свердловини оцінюють на основі аналізу трьох показників: ресурсоемності, об'єму утворених відходів і небезпеки речовин, що застосовуються.



Рисунок 1.7 – Характеристика потреб водопостачання та водовідведення під час будівництва й експлуатації свердловин

Схема водопостачання і водовідведення на період спорудження пошукової свердловини наведена на рисунку 1.8 [17].

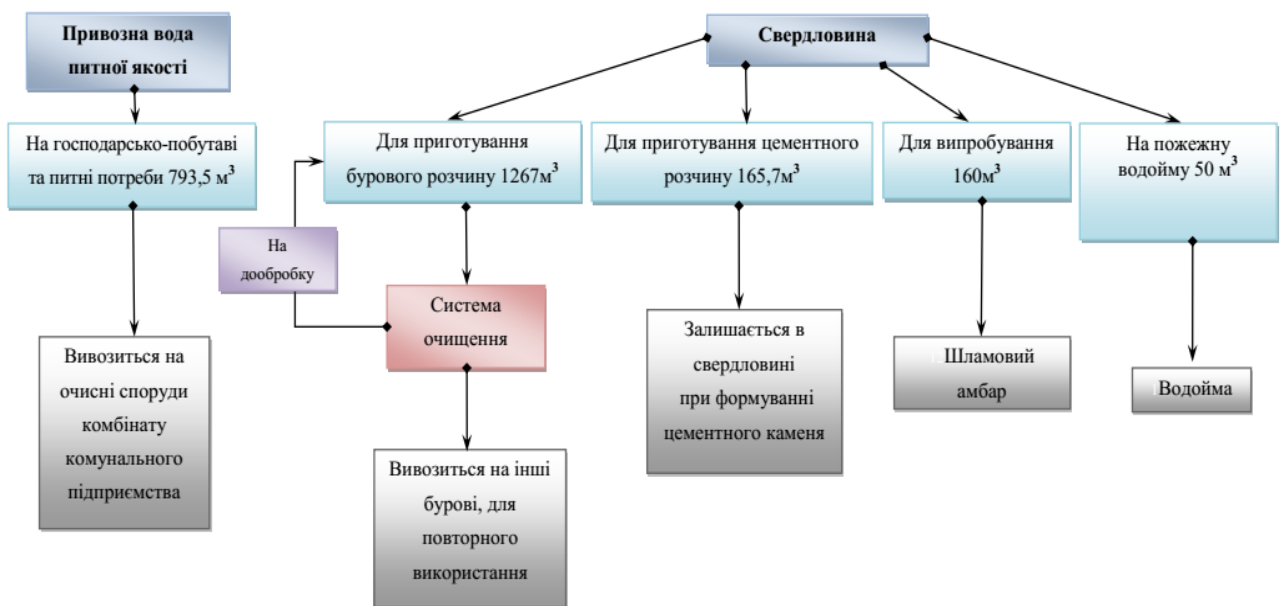


Рисунок 1.8 – Схема водопостачання та водовідведення

З метою підвищення рівня екологічної безпеки процесу, ефективного очищення нафтових і газових свердловин та їх відновлення розроблено нову флюїдну композицію ферменту-G з кислотною сумішшю разом з інгібітором корозії та добірними добавками. Розроблена нова композиція ензимів-G ефективно видаляє домішки з вибою стовбура свердловини, покращує утворення пор і створює додаткові штучні канали для підвищення видобування нафти і газу [18].

Заводнення пластів проводять для підтримання пластового тиску та інтенсифікації процесів видобування нафти. Заводнення є найбільш водоемним процесом, в якому втрачається більше ніж 90 % усієї води, що споживається під час видобування нафти [19].

Характерною рисою технології закачування води в продуктивні пласти є практично безповоротне водоспоживання. Скидання у водойму одиниці об'єму води, забрудненої після технологічних процесів, призводить до вилучення з обігу 40–60 об'ємів чистої води [20]. Підвищена небезпека для НПС від скидання стічних вод, утворених у результаті заводнення, обумовлена такими ЗР, як нафта і НП, хімічні реагенти, зокрема кислоти, луги, ПАР і тверді мінерали.

Найбільш значним є техногенне навантаження на гідросферу, що пов'язано з витокami та фільтрацією ВБР та БСВ із шламових амбарів. Рідка фаза шламових амбарів переважно утворена лужними розчинами з високою концентрацією аніонів хлориду та сульфату, катіонів металів, у тому числі ВМ (мідь, хром, марганець, цинк, нікель, свинець, хром, залізо), бітумних речовин, нафтопродуктів, поверхнево-активних речовин. Вміст НП у БСВ знаходиться в межах від 200 мг/дм³ до 1 000 мг/дм³, дихроматна окиснюваність – від 2 800 мг/дм³ до 3 800 мг/дм³, загальна мінералізація – від 4 000 мг/дм³ до 9 000 мг/дм³.

Технологія буріння експлуатаційних свердловин для видобування нафти передбачає використання БР, хімічний склад яких переважно представлений: полімерами, поліакриламидами (ПАА), поверхнево-активними речовинами (ПАР) комплексної дії, мастильними добавками, кислоторозчинними

обважнювачами. Більшість цих речовин потрапляє в рідкі відходи буріння, тому основними профілактичними заходами щодо захисту гідросфери від негативного впливу БСВ є перегляд рецептури БР та заміна складових компонентів на менш токсичні [21].

Аналіз хімічного складу БСВ свідчить про можливість використання їх у системі оборотного водопостачання бурової за умови очищення БСВ до рівня, що відповідає вимогам, які висуваються до якості вод оборотного водопостачання [22].

Під час промислового розроблення родовища із видобування вуглеводневої сировини виконуються такі види робіт, які є джерелом техногенного навантаження на гідросферу:

- буріння видобувних, поглинальних і артезіанських свердловин;
- будівництво майданчикових об'єктів і лінійних споруд на водозбірній площі видатків;
- водозабір із підземних джерел.

Зокрема характер впливу буде таким (рис. 1.9):

- на підземні води – можливе забруднення у результаті виникнення аварійних ситуацій, надходження вуглеводнів і пластових вод у результаті особливостей геологічної будови родовища, а також із закинутих гірничих виробіток, які споруджувались у минулому;

- поверхневі води – можливе забруднення у результаті виникнення аварійних ситуацій, надходження вуглеводнів та пластових вод у результаті особливостей геологічної будови родовища, а також із закинутих гірничих виробіток, які споруджувались у минулому.

Водне середовище (підземні води першого від поверхні водоносного горизонту) може зазнати впливу під час розливання нафти внаслідок розгерметизації гирлової арматури на видобувних свердловинах або поривів трубопроводів викидних шлейфів у результаті корозії чи механічного пошкодження, тобто у разі аварійної ситуації [7].

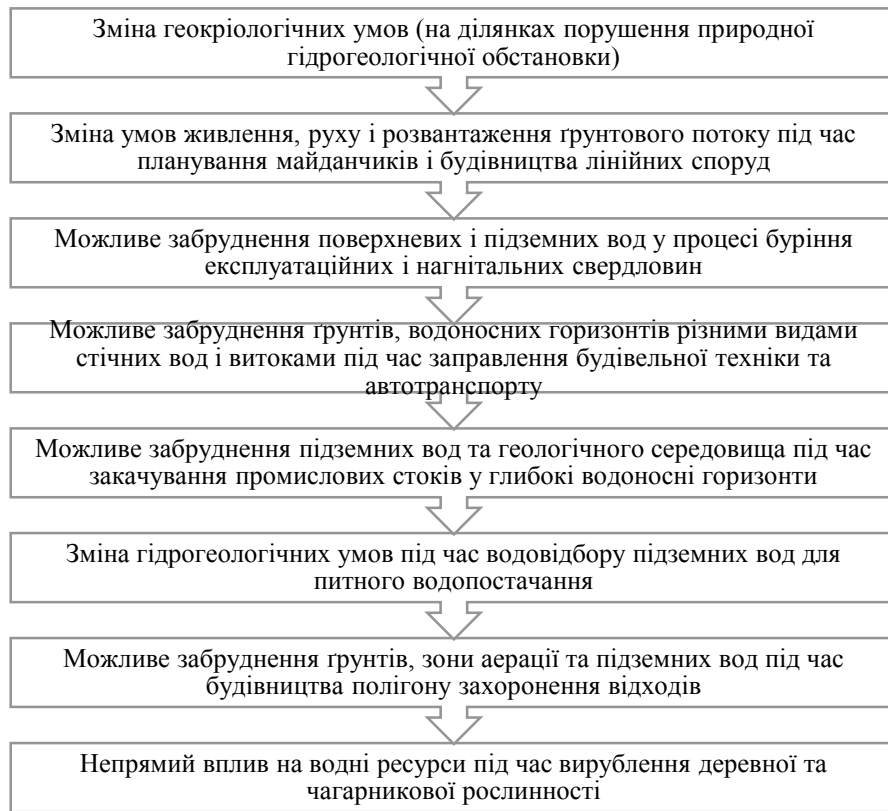


Рисунок 1.9 – Характер впливу на підземні та поверхневі води

За умови регламентної експлуатації та дотримання техніко-технологічних рішень, своєчасної діагностики експлуатаційних властивостей і виконання природоохоронних заходів імовірність проникнення нафти та інших ЗР у водні об'єкти зведена до мінімуму. У разі аварійних ситуацій масштаби забруднення поверхневих і підземних вод можуть бути значними. Попередній аналіз можливого впливу на водні об'єкти показав, що техногенні впливи на всіх стадіях запланованої діяльності охоплюють як поверхневі, так і підземні водні об'єкти.

Усі стічні води після попереднього очищення можуть закачуватися у систему ППТ. Крім того, туди закачуються значні обсяги свіжої води з сеноманського горизонту. Однак ці води не використовуються в районі для водопостачання через підвищену мінералізацію і значну глибину залягання.

Основні потенційні впливи в період будівництва пов'язані, насамперед, із порушенням природного стану водних об'єктів під час перетину їх коридорами комунікацій і можливим забрудненням водного середовища під час проведення

бурових робіт. Потрібно зазначити, що ймовірність забруднення водного середовища в період будівництва і буріння свердловин має короткочасний характер. Ймовірність і масштаби можливого забруднення значною мірою залежать від прийнятих техніко-технологічних рішень і дотримання комплексу водоохоронних заходів.

Найбільшу потенційну небезпеку в період експлуатації нафтопромислів є експлуатація міжпромислового нафтопроводу і нафтозбиральних мереж. Із метою попередження негативного впливу необхідне прийняття комплексу техніко-технологічних водоохоронних заходів.

Значне техногенне навантаження на водне середовище створюється у разі добування нафти на морському шельфі. Сира нафта може утворювати тонкі плівки на поверхні води чи емульсії, які порушують кисневий режим і призводять до загибелі біоти. Така ситуація виникає поблизу нафтових платформ, плавучих сховищ, терміналів, трубопроводів, свердловин, діючих або покинутих офшорних нафтогазових споруд. Штатні операції та аварії з танкерами і нафтовими платформами спричинюють забруднення. Однак комплекс фізичних, хімічних і біологічних процесів забезпечують самоочищення водного середовища від нафти [23, 24].

1.2.4 Забруднення ґрунтів нафтовими вуглеводнями

У першу чергу, негативного впливу від розроблення нафтогазових родовищ зазнає ґрунтова поверхня. Насамперед, значні площі високопродуктивних ґрунтів-чорноземів назавжди виводяться з сільськогосподарського обороту, забруднення нафтою призводить до значних змін фізико-хімічних властивостей ґрунту. Крім того, частина нафтових і газових родовищ Сумської області розташована в межах заплав та перших надзаплавних терасах річок, знаходяться близько до об'єктів природно-заповідного фонду або займають їх землі [1].

Ґрунт відрізняється від інших об'єктів НПС своїми фізичними, фізико-хімічними та хімічними властивостями, що вимагає окреме вивчення

особливостей і закономірностей його дестабілізації під час забруднення органічними й неорганічними поліюгантами. Ґрунт виконує роль буфера, за рахунок чого є сорбентом, руйнівником і нейтралізатором більшості ЗР [25]. Під час надходження нафти і НП до ґрунту відбувається їх міграція у вертикальному або радіальному, і латеральному напрямках. У разі латерального розподілу вуглеводнів спостерігається стік по коридорах фільтрації від ядра ареола забруднення до периферії відповідно до ухилу місцевості. У середині ґрунту має місце перерозподіл за генетичними горизонтами фракцій нафти залежно від їх питомої щільності і гранулометричного складу ґрунту, так званий «хроматографічний ефект» [26]. Закономірності радіальної міграції речовин у ґрунті висвітлені у таких роботах [27–34].

Аналіз наукових робіт з дослідження розподілу вуглеводнів у ґрунті показує, що під час постановки як модельного, так і польового експерименту враховуються переважно такі фактори: тип ґрунту, фракційний склад сирової нафти або нафтошламу, глибина проникнення забруднення. Результати показують, що ґрунт поблизу джерел забруднення найбільш забруднений і що чим далі від джерела забруднення, тим нижчий вміст нафтових вуглеводнів (НВ) у ґрунті. Вміст НВ зменшується із збільшенням глибини ґрунту внаслідок адсорбції ґрунтом [35].

У науковій літературі наводяться результати одиничних експериментів, спрямованих на визначення залежності характеру і сили впливу нафтового забруднення на фізичні, хімічні властивості і динаміку біохімічних процесів ґрунту від заданих факторів. Критичним для агрофізичних параметрів ґрунту є концентрація нафтового забруднення уже на рівні 15 % [4], що проявляється у заповненні порового простору, склеюванні ґрунтових агрегатів, а відповідно – зміні механічної структури і порушення водно-повітряного режиму ґрунту.

При попаданні нафти в ґрунт відбувається зниження водопроникності ґрунтів, різко зростає відношення між вуглецем і азотом, зменшується вміст рухомих форм калію, фосфору й азоту, скорочується кількість обмінних катіонів і величина ємності катіонного обміну – ЄКО. Внаслідок цього погіршується

водний, повітряний та поживний режими і як наслідок порушується кореневе живлення рослин, гальмується їх ріст, у результаті чого родючий шар землі не поновлюється впродовж тривалого часу. Крім того, нафта сприяє зміні фракційного складу гумусу, вираженого в зниженні концентрації гумінових кислот і підвищенні частки негідролізованого залишку – гуміну і гуміноподобних речовин, лігніну, терпенів, воско-смоли і бітумів.

Нафтове забруднення ґрунтів не лише порушує фізико-хімічні властивості, а й згубно впливає на живі істоти, руйнує природний баланс екосистем. Ґрунти, забруднені НВ, мають як прямий вплив, пов'язаний із прямою токсичністю для живих організмів, так і непрямий вплив на біоту ґрунту, зумовлений зміною параметрів середовища існування. Біоценози ґрунтів представлені, переважно, фіто-, зоо-, мікро- і мікоценозами. Екологічно важливою групою серед перелічених спільнот є мікроорганізми, оскільки вони відіграють вирішальну роль у протіканні біохімічних процесів у ґрунті, виконуючи функцію редуцентів у трофічних зв'язках. Окремі штами бактерій і нижчі гриби сприяють мінералізації органічних речовин, залученні біогенних елементів у біогеохімічні цикли, використовуючи їх у власних метаболічних процесах.

Збільшення кількості вуглеводнів у ґрунті призводить до зменшення видового біорізноманіття та скорочення чисельності організмів, більш чутливих і менш стійких до токсичної дії органічних сполук, що надходять. Встановлено [36], що навіть мінімальна концентрація нафти в ґрунті сприяє пригніченню процесів енергетичного і пластичного обміну нітрифікаторів. Флуктуації кількості цієї групи мікроорганізмів ідентифікуються як тест-реакції у методиках біоіндикації нафтового забруднення [37]. Водночас відбувається зростання популяцій бактерій, які спеціалізуються на деструкції нафти, що здійснюється за допомогою синтезованих ендферментів [38, 39].

Популяції вуглеводневоокиснювальних мікроорганізмів стають домінантними видами. Динаміка спільнот визначається лімітуючими факторами, переважно вмістом вуглецю у середовищі, і описується відповідно до закону толерантності Шелфорда. Нафтове забруднення ґрунту супроводжується

закономірними змінами еколого-трофічних груп мікроорганізмів, у результаті чого виникають конкурентні відносини в угрупованні, які характеризуються такими взаємодіями: для низького і середнього рівня забруднення – конкуренція за типом нестійкої рівноваги; для високого рівня забруднення – облігатне заміщення [40].

За даними Onwurah [41], сира нафта впливає на проростання та ріст деяких рослин. Забруднення землі сирою нафтою впливає на певні параметри ґрунту, такі як вміст мінеральних та органічних речовин, ємність катіонного обміну, окисно-відновні властивості та значення рН. Onwurah та ін. зазначають [42] високе накопичення токсичних для росту рослин іонів алюмінію та марганцю в результаті анаеробного стану в ґрунті, у поєднанні із заболоченням та накопиченням кислих метаболітів.

Результати, отримані Sverdrup та ін., Maliszewska-Kordybach та ін. [43, 44] припускають, що діапазон концентрацій індивідуальних поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) на рівні 20–100 мг/кг є токсичним для видів, які живуть у ґрунті. Властивості ґрунту також можуть впливати на концентрацію, за якої можна відзначити певні екотоксикологічні ефекти. Дані, отримані в результаті досліджень [45], указують, що ґрунти з високим умістом органічних речовин є токсичними за концентрацій, що у 2–8 разів перевищують концентрацію для ґрунтів із низьким вмістом органічних речовин.

Для виявлення токсичності ґрунту та води широко застосовуються фітотести, за яких рослини здатні адекватно реагувати на екзогенні хімічні впливи за рахунок зменшення схожості насіння, інтенсивності проростання коренів та пагонів, а отже, виступають індикаторами токсичності [46]. Leme та ін. у дослідженні [47] використовували такі показники рослин: довжину коренів, мітотичний індекс, життєздатність насіння, довжину і вагу надземної/підземної частини рослин, а також активність каталази в проростках, щоб оцінити тест-відповідь під час тесту з цибулею *Allium cepa*. Недавній аналіз [48] показав, що як фізичний, так і хімічний вплив нафти має негативний ефект на ріст рослин і розвиток коренів райграсу італійського (*Lolium multiflorum*) і трилистника (*Lotus*

corniculatus), які зростали на ґрунтах, забруднених нафтою та дизельним паливом.

Токсична дія НП на мікроорганізми збільшується у послідовності: парафіни, циклопарафіни, ароматичні НП. У результаті зміни чисельності мікроорганізмів й активності ферментів змінюється і швидкість емісії CO₂. Дослідження показали, що в результаті забруднення ґрунту нафтою і НП спостерігається зростання інтенсивності базального дихання ґрунту, тобто без збагачення доступними джерелами енергії, за рахунок збільшення вмісту доступного для мікробіоценозів органічного вуглецю. Збільшення вмісту забруднювача в ґрунті призводить до зниження інтенсивності дихання [49].

Зниження концентрації кисню у ґрунті сприяє розвитку анаеробних мікроорганізмів. У свіжозабруднених ґрунтах чисельність ґрунтових мікроорганізмів найчастіше досить висока з переважанням амоніфікаторів та бактерій, що окиснюють вуглеводні, зокрема бактерії родів *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Acinetobacter*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Mycobacterium* [50]. На фоні стимуляції розвитку вуглеводнеокиснювачів відбувається пригнічення гетеротрофної мікробіоти, а за високих концентрацій нафти відзначено зниження розвитку обох груп мікроорганізмів. На більш пізніх термінах після забруднення збільшується чисельність оліготрофної мікрофлори, олігонітрофілів і мікроорганізмів, що руйнують целюлозу [51].

Інгібуючи або активізуючи дію ґрунтової мікробіоти, НП впливають ще на два важливі показники біологічної активності ґрунту – ферментативну активність й інтенсивність виділення CO₂. Потрапляючи в ґрунт нафта і НП можуть впливати на активність ферментів, що дає можливість використовувати ці показники поряд з інтенсивністю емісії CO₂, як діагностичну ознаку забруднення ґрунту НП.

Ферментативна активність ґрунтів обумовлюється як різною кількістю мікроорганізмів, так і їх різноманітністю і фізіологічною активністю. Мікробіологічну деградацію нафти обумовлюють два чинники: наявність складних ферментів – оксидоредуктаз, що здійснюють окисно-відновні процеси

всіх типів, і наявність в клітинах мікроорганізмів пристосувань, що забезпечують поглинання гідрофобного субстрату.

Деякі штами мікроорганізмів здатні продукувати біосурфактанти, які є високомолекулярними біоемульгаторами, такими як позаклітинний біоповерхневий ліпополісахарид, вироблений *Acinetobacter calcoaceticus*, *Acinetobacter radioresistens* КА53 [52]. Штами *Pseudomonas aeruginosa*, що виробляють біоповерхневі речовини з найкращими фізико-хімічними властивостями, антимікробною та антиадгезивною активністю, здатні руйнувати сиру нафту навіть за умов засоленості [53, 54].

Дослідження, проведені різними авторами, показують, що активність багатьох ґрунтових ферментів зростає до певного рівня концентрації вуглеводнів у ґрунті, а після його перевищення відзначено її зниження. Активність мікробіологічних процесів, що протікають у ґрунті, характеризується активністю ферментів дегідрогенази і каталази. Каталаза прискорює окиснення вуглеводнів, руйнуючи перекис водню, що утворюється у процесі життєдіяльності мікроорганізмів до необхідного для цієї реакції кисню, а дегідрогеназа каталізує реакцію дегідрування – відщеплення водню від вуглеводнів і продуктів їх розкладання. Парафінові і циклопарафінові вуглеводні активізують, а ароматичні вуглеводні інгібують активність уреази, амілази, інвертази, ксиланази, целюлази, фосфатази, каталази і дегідрогенази [55].

Для більш ефективного віднесення забруднених ґрунтів до відповідної категорії та оцінки небезпеки забруднення рекомендовано [56] використовувати методику кількісної оцінки рівня забруднення ґрунтів НП за інтегральним показником інтенсивності забруднення.

Рівень забруднення ґрунтів НП визначають за ступенем перевищення їхнього вмісту тимчасово допустимих концентрацій (ТДК) (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Показники рівня забруднення ґрунтів НП

Рівень забруднення	Нафта і НП
Перший (допустимий)	< ТДК
Другий (низький)	100–200 ТДК
Третій (середній)	2 000–3 000 ТДК
Четвертий (високий)	3 000–5 000 ТДК
П'ятий (дуже високий)	> 5 000 ТДК

Експериментальні дані не дозволяють спрогнозувати наслідки надходження нафти і НП у ґрунт, що вказує на необхідність розроблення теоретичної моделі, яка описує механізм процесів, що протікають. Проаналізовані моделі фільтрації нафти в ґрунті як в пористому середовищі носять односпрямований фізичний характер і не враховують хімічні та біохімічні реакції, що проходять при цьому в ґрунті.

Ґрунт – це біокосна речовина, сформована у результаті спільної життєдіяльності живих організмів й абіотичних процесів. У зв'язку з постійною присутністю специфічних штамів мікроорганізмів, впливом зовнішніх чинників і коливанням умов середовища, фракційний склад нафти в початковий момент часу не співпадатиме з кінцевим за рахунок біохімічної трансформації НВ.

1.3 Оцінка впливу на довкілля під час аварійно небезпечних ситуаціях

1.3.1 Аварійні ситуації під час морського нафтовидобування

Забруднювальний вплив морської нафтовидобувної діяльності як для біоти, так і для повітряного басейну, надр, водних і земельних ресурсів ускладнюється ризиком аварійних розливів під час проведення бурових і промислових робіт, операцій із зберігання і перевантаження нафти, перекачування по трубах і танкерних перевезень. За даними [57] ймовірність виникнення аварій на

трубопроводах оцінюється величиною від $6,3 \cdot 10^{-4}$ до 10^{-3} витоків / км / рік, а аварій у випадку танкерного транспортування нафти – від $9 \cdot 10^{-4}$ до $1,5 \cdot 10^{-2}$ розливів на рік.

Вплив експлуатаційних чинників на виникнення аварійних ситуацій має випадковий характер, локальний по розміщенню об'єктів і попереджується, насамперед, суворим регламентом технологічного процесу в рамках проектного режиму; організацією надійного контролю за технічним станом устаткування. Небезпечні й аварійні ситуації під час видобування вуглеводнів можуть виникати головним чином через порушення технологічного регламенту експлуатації обладнання, виконання ремонтних і вогневих робіт без дотримання інструкцій з техніки безпеки.

До аварійних ситуацій у разі реалізації планованої діяльності, що можуть призвести до забруднення навколишнього природного середовища, відноситься розлив НП на території майданчику. У випадку розливу НП забруднений ґрунт обробляється адсорбентом та знешкоджується методом біологічної деструкції з допомогою мікроорганізмів.

Найбільш небезпечною аварією на свердловині є відкрите фонтанування. Суттєву екологічну загрозу та найбільших екологічних збитків завдають пожежі, які виникають у результаті відкритого фонтану нафти і можуть бути підсилені викидом сірководню, що характерно для неглибоководних зон і приурочено до відкладень карбону, нижнього перму, тріасу [58].

З метою попередження відкритих фонтанів на гирлі свердловини встановлюють противикидне обладнання. Відповідно до чинних законів і нормативних документів повинен бути організований відомчий контроль за охороною ґрунтів, поверхневих та підземних вод, атмосферою, за виконанням заходів, передбачених проектом, станом навколишнього природного середовища з метою виявлення джерел забруднення та їх ліквідації. У разі виявлення несправності в обладнанні або появи джерел забруднення повинні прийматись заходи з ліквідації причин забруднення.

1.3.2 Стохастичність причин виникнення аварійних ситуацій під час буріння та експлуатації свердловини

Невідповідна культура безпеки процесу та організаційний клімат, у свою чергу, призводять до неадекватного нагляду та неспроможності виправити проблеми, пов'язані з розробленням та виконанням плану заходів. Fuller and Vassie [59] визначають низьку культуру безпеки та клімат як ключові чинники виникнення аварій у нафтогазовій промисловості. На недоліки управління ресурсами суттєво впливають неналежний нагляд, невиправлення проблем та порушення нагляду.

Крім того, Crichton [60] вважає, що ставлення до командної роботи та лідерства є домінуючими причинними факторами серед бурових бригад у видобувному нафтогазовому секторі. Подальші дані результатів показують, що невиправлення проблем, заплановані неналежні операції та порушення нагляду призвели до фізичних та психічних обмежень у працівників.

Skalle та ін. [61] підкреслюють, що складний характер нафтогазових операцій впливає на здатність працівників ефективно проводити безпечні операції. Були також проблеми з фізичним та технологічним середовищем, які спричинені невирішенням проблем та порушеннями нагляду.

Ismail та ін. [62] стверджують, що природа нафтогазового робочого середовища має надзвичайно високий профіль ризику, що збільшує ймовірність та серйозність аварій. Результати тесту χ^2 також показали, що недоліки в технологічному середовищі зросли разом з актами саботажу. Звичайні порушення процедур зазвичай були викликані достатньою кількістю основних факторів, таких як недостатня особиста підготовленість, погане управління ресурсами, фізичні/психічні обмеження працівників, несприятливий психічний стан працівників та небезпечне фізичне середовище.

Saleh та ін. [63] стверджують, що відсутність операційної дисципліни може призвести до звичайних порушень, особливо коли в організації поганий клімат безпеки. Помилки сприйняття також були спільно спричинені несприятливим

фізіологічним станом, несприятливим психічним станом та фізичними/психічними обмеженнями. Пропонується покращити сприйняття ризику працівниками, гарантуючи, що компетентні працівники мають відповідні знання, здібності, підготовку та досвід [64].

Існують докази того, що помилки в прийнятті рішень були викликані поганим управлінням ресурсами екіпажу, тоді як помилки на основі навичок були спричинені особистою готовністю, управлінням ресурсами екіпажу, фізичними/психічними обмеженнями та несприятливим психічним станом працівників. Регулярні тренування, вправи та тренінги з підвищення кваліфікації мають ключове значення для того, щоб працівники приймали правильні рішення, коли стикаються з надзвичайними ситуаціями [65].

1.3.3 Прогностичне моделювання сценаріїв розвитку аварійних ситуацій

Проблема вивчення процесів міграції вуглеводнів, що проникають з поверхні ґрунту, є дуже складною і досі залишається сферою активних наукових досліджень. Метод математичного моделювання є ефективним її вирішенням. У тривимірній постановці досліджено проблему геопроникнення вуглеводневого забруднювача [66]. У цьому випадку використано метод кінцевих різниць і отримано динаміку проникнення нафти за заданих вихідних умов. Проте в моделі не враховувалися параметри зовнішнього середовища, не наводилися дані про фізико-хімічні параметри нафти.

Потрапляючи на поверхню землі, рідкі вуглеводні починають просочуватися через пори зони аерації, де переважає вертикальна міграція. Коли НП зустрічаються на своєму шляху з менш проникним шаром, вони накопичуються і поширюються в горизонтальному напрямку. Процеси міграції вуглеводнів у ґрунті визначаються їх властивостями, а параметри навколишнього середовища регулюються законами теорії проникнення [66].

Інфільтрацію у відкритих і закритих, однорідних і шаруватих системах досліджували за допомогою лабораторних експериментів, які включали прозорий ґрунт і чисельне моделювання, що включало врахування фази пори-повітря [67]. Інфільтрація зазвичай моделюється за допомогою рівняння Річардса, яке не передбачає імпедансу фази пори-повітря. Однак, якщо це припущення не дійсне, реакція землі під час інфільтрації істотно впливає.

Cortis and Ghezzehei [68] представили новий підхід до моделювання руху емульсії в пористому середовищі, що пояснює повільну поведінку хвоста в пізній час, яку неможливо встановити за допомогою стандартного підходу. Теорія, представлена в цій статті, також є важливою сходинкою на шляху до узагальненого самоузгодженого моделювання багатозфазного потоку.

Вплив умов закачування на розподіл емульсії в тривимірному гетерогенному водоносному горизонті досліджують за допомогою MODFLOW та RT3D [69]. Утримання емульсії моделюється з використанням ізотерми Ленгмюра з обмеженою швидкістю. Показано, що об'єм і продуктивність контакту потоку залежать від маси нафти, що закачується, об'єму рідини, що закачується, відстані між свердловиною та послідовності закачування. За допомогою реалістичного опису порового простору, що залежить від статистичної або явної реконструкції топологічно неупорядкованого тривимірному порового простору, або шляхом налаштування параметрів моделі мережі для відповідності наявним даним, можна прогнозувати властивості [70].

Згідно з Науек [71], беручи до уваги припущення про низьку насиченість нафтою, міграцію нафти під час підземного розливу вуглеводневих рідин (з підземного резервуару з витоком або з трубопроводів) забруднювальної речовини можна моделювати за допомогою нелінійного рівняння конвекції-дифузії з потужністю закону нелінійності, що є широко поширеною проблемою в нафтовій промисловості та гідрології. Загальні форми неявно виражають позицію як функцію насичення нафтою та часу.

Середін та ін. [72] виявили, що процес проникнення моторного масла є набагато інтенсивнішим у середнього розміру сухого піску, ніж у сухого піску

дрібного розміру і навіть більше, ніж у глинах. Побудовано математичні моделі, які дозволили описати процес проникнення моторного масла в глибину пісків. Встановлено, що проникнення моторного масла в пісок середнього розміру на глибину до 26 см спричиняє значний вплив, але волога не впливає на глибину розподілу вуглеводнів з глибини більше 26 см.

Проте запропоновані моделі мають надто загальний характер, вони не розрізняють суттєві та несуттєві фактори. Для вирішення цієї проблеми необхідно удосконалити методи прогнозування поширення ЗР з урахуванням фізико-механічних механізмів взаємодії ЗР між собою та з пористим середовищем.

1.3.4 Теоретичні основи оцінювання екологічного ризику у разі виникнення аварії з розливом нафти

Звичайні методи оцінки ризику, такі як аналіз дерева відмов і дерева подій, зазвичай використовуються при моделюванні аварій і кількісній оцінці ризику. Ці методи прості та забезпечують швидкі результати та висновки. Поєднання дерев відмов і подій утворює модель ризику «краватка-метелик», що передбачає дослідження причин небезпечної події за допомогою «дерева відмов» і аналіз наслідків за допомогою «дерева подій». Основна увага методу «краватка-метелик» сконцентрована на бар'єрах між причинами, небезпечними подіями та наслідками. Markowski and Kotynia [73] використовували цю модель в аналізуванні рівня захисту для моделювання повного сценарію аварії в установці перегонки гексану. Аналогічно, форми моделі застосовувалися в аналізуванні ризиків медичної безпеки та в процесі управління ризиками та наслідками експлуатації транспортних засобів [74]. Через обмеження звичайних методів оцінки ризику останні дослідження привели до розроблення передових методів динамічної оцінки ризику. Ці динамічні методи оцінки ризику призначені для оновлення початкових подій (причин) імовірності відмов і бар'єрів безпеки в міру появи нової інформації.

Дерево подій як частина моделі «краватка-метелик», складається з трьох бар'єрів безпеки, а саме: бар'єр запобігання загорянню, бар'єр запобігання ескалації і бар'єр для контролю пошкоджень та управління в надзвичайних ситуаціях [75]. Успішний бар'єр запобігає вибуху, який може призвести до вибуху первинної хмари пари або пожежі басейну. Проте, залежно від тривалості спостерігається незначний або значний вилив нафти в середовище. Вибух/загорання нафти відбувається, якщо система бар'єрів виходить з ладу, що призводить до значного забруднення навколишнього природного середовища з незначними травмами персоналу. Вторинні вибухи та пожежа виникають у результаті виходу з ладу системи бар'єрів. Зафіксовано значний збиток буровій установці та навколишньому середовищу з небезпечними для життя травмами, кілька смертей. Нарешті, подія призводить до катастрофи, яка характеризується серйозним пошкодженням свердловини, бурової установки, довгостроковою шкодою для навколишнього середовища в результаті тривалого розливу нафти та численними смертельними наслідками.

1.3.5 Системний підхід до управління ризик-ситуацією

Управління ризиками – це системний підхід для максимізації перспектив постійного успіху шляхом виявлення, аналізу, оцінки та оброблення загроз. Для опису та систематизації бар'єрів як заходів зниження ризику використовується широкий спектр різних підходів та термінів. Визначення ризику в ISO 31000 [76] як «ефекту невизначеності на об'єкти» значно відрізняється від загальноприйнятого розуміння ризику в інженерному світі, де він розглядається як добуток ймовірності та наслідків відповідно до ISO 17776 [77]. Управління бар'єрами – це частина управління ризиками в організації, яка зосереджена на зниженні ймовірності негативних наслідків у виконанні діяльності. Інтерпретація ISO 31000 та розділів 4 і 5 Положень з управління PSA [78] запропонувала б такий погляд на процес управління бар'єрами.

Процес управління ризиками ISO 31000:2018 складається з кількох етапів, як показано на рисунку 1.10.

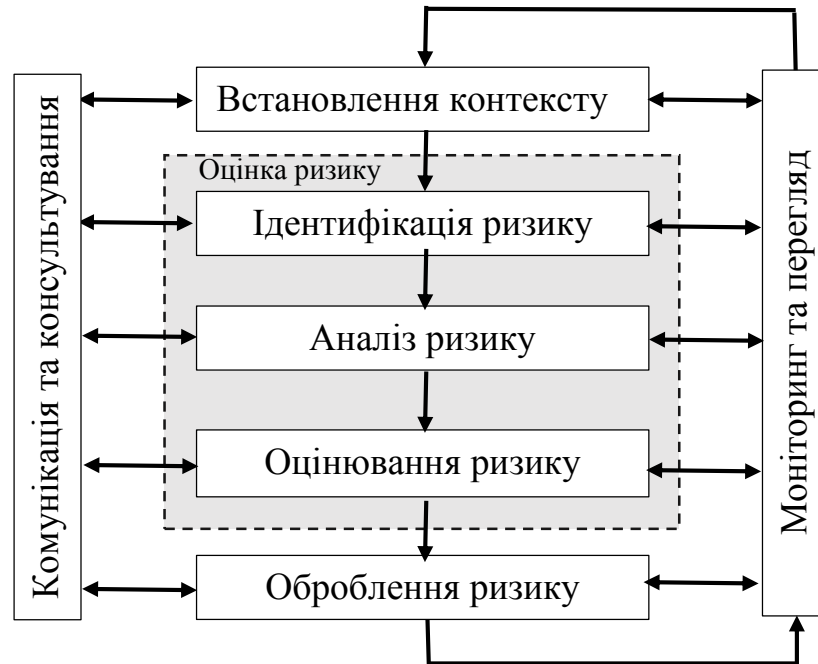


Рисунок 1.10 – Процес управління ризиками, описаний у ISO 31000:2018

Існує п'ять основних етапів загального процесу управління ризиками, серед яких з 2 по 4 зазвичай називають оцінкою ризику [79].

Аналіз ризику складається з чотирьох кроків: оцінка ймовірності настання події; оцінка тяжкості наслідків у разі настання події; оцінка міцності доказів для оцінки ймовірності та наслідків; об'єднання ймовірності, наслідків та сили доказів у шкалі ризику.

Оцінювання ризику призначене для виявлення, аналізу та оцінки небезпек у виконанні діяльності. Розуміючи природу небезпеки, можна викласти можливі сценарії та обговорити відповідні заходи безпеки. У результаті цього процесу мають бути отримані необхідні рішення щодо безпеки та функції бар'єрів. Як правило, оброблення ризику можна розглядати як процес, який гарантує досягнення та підтримання прийнятного рівня ризику [80]. Відповідно до стандарту ISO 17776 та його загальної ієрархії заходів щодо зниження ризику, у цій роботі будуть запропоновані такі фази зниження ризику як загальні функції

безпеки: запобігання, виявлення, контроль, пом'якшення, реагування на надзвичайні ситуації.

Частина профілактики охоплює проєкт внутрішньої безпеки та діяльність з контролю процесу шляхом вибору таких технічних, експлуатаційних та організаційних рішень, які забезпечують найнижчий рівень ризику відповідно до принципів as low as reasonably possible (ALARP).

Системи виявлення та контролю – це бар'єри безпеки, які призначені для виконання функції безпеки лише тоді, коли починає розвиватися небажаний ланцюг подій. Ідентифікація небезпек є першим кроком процесу виявлення існуючих або встановлення нових бар'єрів і має бути невід'ємною частиною системи управління бар'єрами. Процес HAZID є хорошим прикладом, який використовується в промисловості для ідентифікації небезпек [81].

Після того, як сценарії небезпеки для конкретної території були викладені, кожен з них можна розглядати з точки зору часу (рис. 1.11). Можна розрізнити три основні фази, розглядаючи часову шкалу будь-якого сценарію небезпеки: нормальні умови, ненормальні умови, такі як результат критичного відхилення, і фаза аварії.

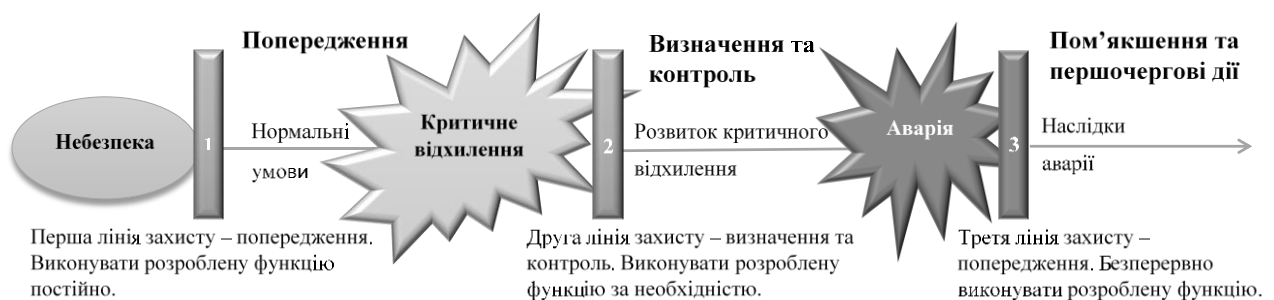


Рисунок 1.11 – Три лінії захисту

Першою лінією захисту є критична система безпеки (SCS) як система запобігання. Критично важлива система безпеки (SCS) – це система з прикладними технічними, експлуатаційними та організаційними рішеннями, призначеними для запобігання реалізації потенційного джерела шкоди, притаманної діяльності.

Друга і третя лінії захисту – системи бар'єрів безпеки (SBS) [82].

Типовий підхід моделі процесу розбиває послідовність аварій на кілька фаз і аналізує елементи захисту, які можуть зупинити небажаний ланцюг подій. Якісна модель процесу представлена шляхом поєднання графіка аварій та запропонованих систем зниження ризику. Це дозволяє порівняти фактично встановлені заходи з конкретним сценарієм небезпеки на різних фазах термінів потенційної аварії.

Одним із основних засад щодо зниження ризику для довкілля від аварійних ситуацій з розливом нафти, що супроводжується забрудненням ґрунту, є розроблення дієвого комплексу заходів. Під час очищення нафтозабруднених ґрунтів необхідно застосовувати теоретично обґрунтовану технологію.

1.4 Теоретичні основи екологічно безпечної комплексної технології очищення нафтозабруднених об'єктів

Проаналізуємо з екологічної точки зору широко поширені методи і технології поводження з НВ як основними компонентами нафтових відходів.

Забруднений ґрунт залежно від концентрації у ньому НП поділяється на дві групи: замазучений ґрунт, в якому вміст НП не більше 20 % мас., і нафтошлам з концентрацією НП понад 20 % мас. Існує така класифікація рівнів забруднення ґрунтів нафтою і НП: незабруднені ґрунти – до 1,5 г/кг; слабе забруднення – від 1,5 г/кг до 5,0 г/кг; середнє забруднення – від 5,0 г/кг до 13,0 г/кг; сильне забруднення – від 13,0 г/кг до 25,0 г/кг; дуже сильне забруднення – більше 25,0 г/кг [83].

Останні наукові дослідження в цій галузі знань показують, що найбільш доцільним є застосування технології роздільного перероблення нафтошламу з використанням комплексних методів утилізації. За умови високого вмісту нафти у відходах необхідно вилучити нафту шляхом промивання, екстракції або сорбції. Таким чином ми можемо отримувати товарну нафту, яка є цінною хімічною сировиною, а не просто паливом. З цієї причини термічні методи

обробки нафтових відходів є недоцільними та неефективними з точки зору сталого розвитку.

Відходи з низьким вмістом нафти піддаються біодеструктивному обробленню за допомогою спеціальних штамів бактерій, нижчих грибів і одноклітинних водоростей. Сьогодні все частіше використовується метод біоремедіації під час рекультивації нафтозабруднених ґрунтів. Основною перевагою його є повне знезараження та детоксикація ґрунту за рахунок окиснення органічних речовин нафторуйнівними бактеріями. Хімічний метод обробки БШ полягає в затвердінні і стабілізації відходів, а також дає можливість отримувати екологічно чисті будівельні матеріали [84].

Таким чином, стале поводження з відходами буріння повинно складатися з фізико-хімічних, біологічних та хімічних методів оброблення відходів, тому очищення нафтозабруднених ґрунтів доцільно здійснювати системно з використанням відповідних методів на кожному виділеному етапі. Огляд результатів досліджень щодо використання комплексного підходу в цьому напрямі вказує на організаційно-технологічні та інженерні відмінності під час його реалізації.

1.4.1 Екологічні аспекти використання біосорбції

З позицій екологічної безпеки під час комплексного очищення нафтозабруднених ґрунтів необхідно передбачити детоксикацію ґрунтів від усіх можливих ЗР, включаючи НВ, ПАР, ВМ, радіоактивні речовини. На першому етапі проводять відкачування нафти механічним способом, що забезпечує підвищення як екологічної безпеки, так і економічної ефективності. Доцільність цього заходу пояснюється тим, що з одного боку, нафта є токсичною речовиною для ґрунтової біоти, а з іншого боку, нафта – це цінний товарний продукт для нафтопереробної і нафтохімічної промисловості.

На другому етапі здійснюють вилучення нафти з ґрунтових агрегатів такими фізико-хімічними способами як адсорбція або екстракція. Збір і видалення нафти

і НП з будь-якої поверхні сорбентами здійснюються за допомогою різних технологій: методом розстеляння, нанесенням формованих або дисперсних сорбентів, а також за допомогою спеціальних валків з нанесеним на робочу поверхню сорбуючих матеріалів [85, 86].

Сорбенти можуть бути як однокомпонентними, так і багатокомпонентними, тобто складатися з природної сировини (торфу або його суміші з сапропелем) і модифікаторів (солей двовалентних металів гумінових кислот). Адсорбцію НВ з ґрунту проводять за допомогою синтетичних, мінеральних або органічних сорбентів [87]. Сорбенти на синтетичній основі виготовляють на основі поліуретану, поліетилену, поліпропілену, карбамідформальдегідних смол і тощо. Сорбенти на основі рослинних залишків можуть мати такий склад: висівки різних злаків і гречки, торф, лушпиння від соняшникового насіння, деревна тирса. До складу сорбентів на основі природних пористих мінералів входять вермикуліт та перліт.

Високу ефективність підтверджують біосорбенти, у яких на носії розвивається активна біоплівка з вуглеводноокисних бактерій. Як носій можуть використовуватися природні (глини, цеоліти, пісок, природні силікати, карбонати, фосфати, перліт, хітин, хітозан, деревина тощо) та штучні (сажа, активоване вугілля, тканини, волокна, а також цегла, кераміка, магнетит тощо) матеріали [88].

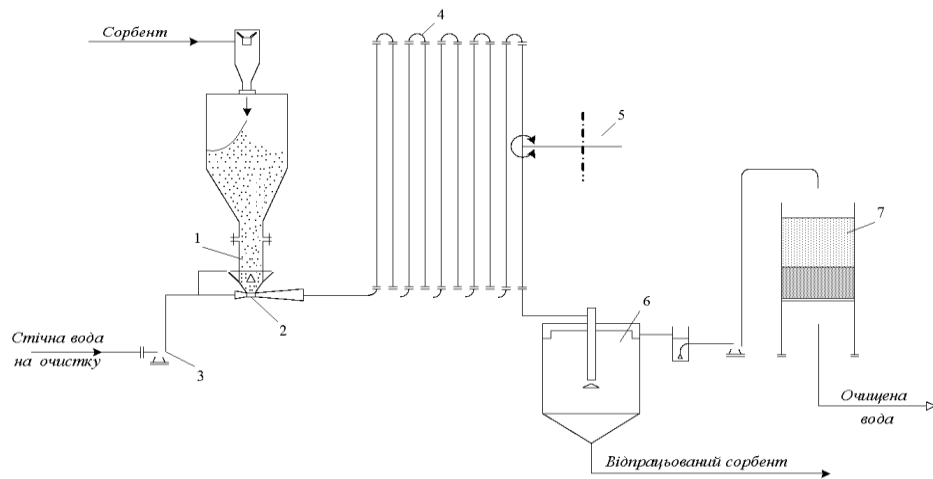
Для підвищення екологічної безпеки під час поводження з відходами деякі промислові відходи, зокрема, фосфогіпс можуть використовуватися як носій у біофільтрах [89]. Іншим прикладом є карбонізація – відхід низькотемпературного піролізу надлишкового активного мулу біологічних очисних споруд нафтопереробного підприємства. Ефективність закріплення, визначена за значенням клітинного титру, що становив 10^7 клітин/г носія, свідчить про закріплення мікроорганізмів на поверхні карбонізата. Для отримання біосорбенту на основі карбонізата, використовуваного для ефективно ліквідації нафтових забруднень, необхідно підібрати оптимальний консорціум

мікроорганізмів, що забезпечує найбільше закріплення останніх у порах носія [90].

Після сорбції НВ мінералами виникає проблема з утвореними відходами. Крім термічної регенерації [91], відпрацьовані сорбенти можуть бути використані як субстрат для виробництва легких заповнювачів [92, 93]. Використання відпрацьованих адсорбентів у цьому виді застосування забезпечує отримані заповнювачі з новими властивостями, у тому числі більш високою пористістю. Сорбційні ємності мінеральних та органо-мінеральних адсорбентів у вищезгаданих наукових роботах узагальнено в таблиці Е.1 Додатку Е.

Використання у якості сорбенту відбілювальної глини у разі забруднення сірого лісового ґрунту нафтою, дизпаливом і газовим конденсатом впливає на міграційні процеси дизпалива і нафти в 0–20 см шарі сірого лісового ґрунту. За умов забруднення сірого лісового ґрунту нафтою на рівні 2,5 ТДК після трьохмісячного періоду її концентрація є меншою вдвічі в 10–20 см шарі ґрунту. Встановлено, що відбілювальна глина не сорбує газовий конденсат на поверхні сірого лісового ґрунту [94].

Сорбційний метод очищення використовується для глибокого очищення води від НП, які перебувають у тонкоемультгованому та розчиненому станах. Принципова технологічна схема адсорбційної установки для очищення забруднених НП вод порошкоподібним сорбентом у режимі гідротранспорту наведена на рисунку 1.12 [95].

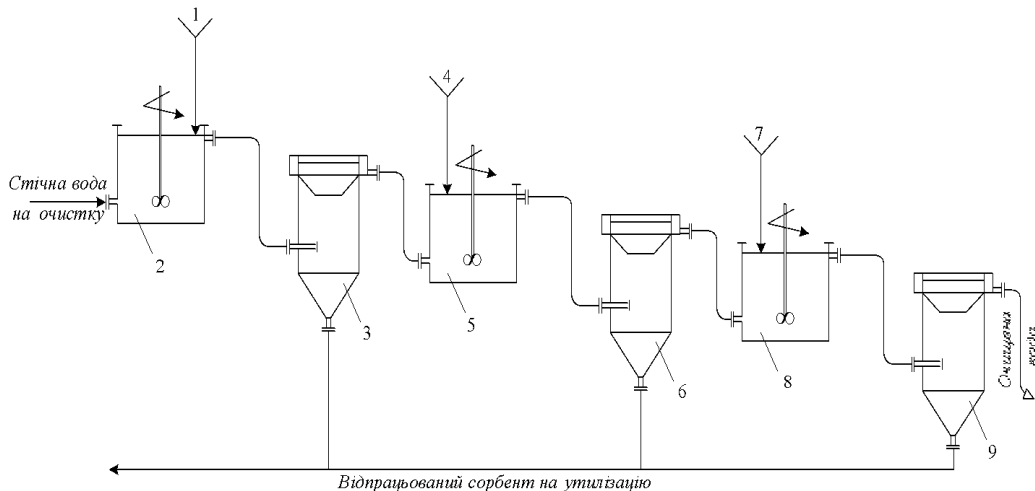


1 – дозатор сорбенту; 2 – гідроелеватор; 3 – насос; 4 – трубопровід;
5 – секціонуючі вставки; 6 – відстійник; 7 – грубозернистий фільтр

Рисунок 1.12 – Принципова технологічна схема адсорбційної установки

[95]

Використання багатоступеневої, зокрема триступеневої, адсорбційної установки з механічним перемішуванням дозволяє істотно знизити витрату порошкоподібного адсорбенту в результаті більш повного використання його адсорбційної ємності (рис. 1.13) [95].



1, 4, 7 – дозатори сорбенту; 2, 5, 8 – реактори із мішалкою;
3, 6, 9 – гідроциклони

Рисунок 1.13 – Принципова технологічна схема триступеневої адсорбційної установки [95]

У таблиці 1.5 наведена схема дії біосорбентів на нафту у разі її розливу на поверхню води.

Таблиця 1.5 – Послідовність дії біосорбенту «Біосорб» на нафту у воді

Тип ефекту	Час
Руйнування плівки і локалізація нафтової плями	0,5–1 год.
Сорбція нафти	2–4 год.
Початок біодеструкції	2–4 год.
Активізація природнього самоочищення води від нафти	5–8 год.
Очищення поверхні і товщі води від нафти (80–90 %)	7–14 діб
Руйнування нафти у донних відкладах, аеробний процес (50–75 %)	40–50 діб
Руйнування нафти на препараті в береговій зоні (60–75 %)	20–40 діб
Руйнування нафти у донних відкладах, анаеробний процес (50–60 %)	> 100 діб

Відомо, що після видалення нафти з поверхні води за допомогою сорбентів залишається тонка нафтова плівка завтовшки до 1 мм, для боротьби з якою використовують нафтозбірні та нафтодиспергуючі реагенти.

1.4.2 Біохімічні методи очищення нафтозабруднених ґрунтів

Незважаючи на певний рівень токсичності нафти для всіх живих істот, технології біохімічного очищення, засновані на біодинамічних і біотехнологічних схемах, є найбільш корисними інструментами для вирішення проблеми розкладання нафти [96]. Суть принципової різниці використовуваних підходів полягає в тому, що біотехнологія застосовує результати генної інженерії, а біодинаміка ґрунтується на природних процесах і явищах. На сьогодні стрімке поширення набуває біотехнологічна конверсія відходів, що містять органічні речовини, у біогаз за рахунок їх анаеробного зброджування (АЗ). Водночас аеробне компостування і біоремедіація нафтових відходів або нафтозабруднених ґрунтів є прийомом реалізації біодинамічного принципу. Всі процеси протікають у природних умовах із залученням безлічі трофічних

ланцюгів, включаючи черв'яків, супутню їм мікро- і мезофауну, і комплекс мікрофлори [97].

У разі оптимального діапазону абіотичних факторів довкілля НВ руйнуються місцевою мікрофлорою, що складається із штамів нафто-деструктивних бактерій, нижчих грибів [98] та мікроводоростей [99]. Нафтоокиснювальні мікроорганізми є аеробами-гетеротрофами, які використовують нафтові вуглеводні як джерело вуглецю та енергії [100]. Для поглинання гідрофобного субстрату і розкладання органічних речовин ці організми виробляють комплекс спеціальних ферментів. У зв'язку з гідрофобною природою речовин, що транспортуються в цитоплазму клітини через цитоплазматичну мембрану за допомогою пасивного або активного транспорту, синтезуються ферменти групи оксигеназ. У випадку з гідрофільними сполуками процеси окиснення здійснюються за допомогою дегідрогеназ [101]. Згідно з дослідженням авторів [102], штам *Bacillus sp.* X6 продукував дегідрогеназу зі швидкістю біодеградації 50 %, а інші ферменти мали нижчі значення.

Процеси мікробіологічної деградації органічних речовин після потрапляння нафти та НП у ґрунт є дуже актуальними з точки зору забезпечення екологічної безпеки нафтовидобувних територій. При цьому розкладання лінійних вуглеводнів значно легше, ніж ароматичних, через складність хімічної структури аренів, що потребує більш ретельного вивчення з метою розроблення підходів до інтенсифікації процесу. У забруднених нафтою ґрунтах виявлено багато штамів бактерій, проте не всі вони мають високу здатність руйнувати ці хімічні речовини.

Al-Awadhi та ін. стверджують у своїх дослідженнях [103], що різні бактерії *Dietzia maris*, *Kocuria flavus*, *Microbacterium marinilacus*, *Nocardia pneumonia* та *Pseudomonas pachastrellae* здатні зростати на НВ, деградуючи їх при цьому, таким чином: хороший ріст *Bacillus infantis* на всіх окремих аліфатичних і ароматичних вуглеводнях, хороший ріст на н-алканах C9–C21 і посередній ріст на н-алканах C22–C40 та трьох ароматичних вуглеводнях, гарний ріст на н-

алканах середнього ланцюга C15–C20, але лише посередній ріст на алканах C9–C14 та C921–C14 для *Echinicola vietnamensis*, *Alcanivorax jadensis*, *Mycobacterium wolinskyi* та *Stappia kahanamokuae*. *Bacillus flexus* і *Ochrobactrum anthropi* мають високу здатність до деградації фенантрону та антрацену [104].

Відомо, що роди *Pseudomonas* [105], *Sphingomonas*, *Mycobacterium* [106], *Bacillus* [107, 108], *Rhodococcus* [109] складаються з бактерій, здатних до деградації ПАВ. Автори [110] стверджували, що генетично модифіковані мікроорганізми мають підвищену руйнівну здатність, охоплюючи велику кількість хімічних забруднювачів, зокрема НВ, навіть ПАВ. Отже, їх потенційно можна використовувати для біологічного оброблення забруднених нафтою ґрунтів та інших середовищ.

Результати численних досліджень підтвердили ефективність деструкції нафти більш ніж десятьма основними родами бактерій, у тому числі *Pseudomonas sp.* [111], *Rhodococcus sp.* [112] та інші. Згідно з дослідженнями Hamme and Ward [113] *Pseudomonas*, *Sphingomonas*, Azadi et al. [114] роди *Mycobacterium*, *Bacillus* і *Rhodococcus* включають бактерії, які здатні руйнувати ПАВ.

Процеси біоремедіації посилюються за рахунок застосування біоповерхнево-активних речовин за допомогою емульгування (покращеного завдяки високій молярній масі), солюбілізації та мобілізації (стимулювання низької молярної маси) [115]. Ряд бактерій і дріжджів виділяють величезну кількість фосфоліпідів і поверхнево-активних речовин жирних кислот під час вирощування на н-алканах шляхом мікробного окиснення [116].

Результати досліджень [117] показали різницю між деградаційною здатністю штамів *Pseudomonas aeruginosa* та *Klebsiella pneumoniae*, оскільки *Pseudomonas aeruginosa* мав більший ступінь деградації дизельного палива (58 % на 14-й день), утилізаційна здатність дизельного палива 86 % і швидший ріст у дизельному середовищі, порівняно з *Klebsiella pneumoniae*. Ендофітна бактерія *Pseudomonas aeruginosa* L10, що сприяє росту рослин [118], є ефективним деградатором н-алканів C10–C26 з дизельного палива, а також звичайних ПАВ, таких як нафталін, фенантрен і пірен.

Очевидно, причиною цьому є здатність *Pseudomonas aeruginosa* виробляти специфічні біосурфактанти, що дозволяють органічним ксенобіотикам проникати через клітинну стінку в клітину після емульгування, найпоширенішими серед них є монорамноліпід (МРЛ) і дирамноліпід (ДРЛ), і співвідношення МРЛ та ДРЛ може змінити індекс емульгування та антимікробну властивість до грамнегативних бактерій, чим більше МРЛ, тим вище потенціал емульгування [120].

Основний принцип участі біосурфактанта (рамноліпиду), що продукується *Pseudomonas sp.*, у поглинанні вуглеводнів та основні взаємодії між клітинами бактерій і молекулами біосурфактантів показано на рисунку 1.14 [121].

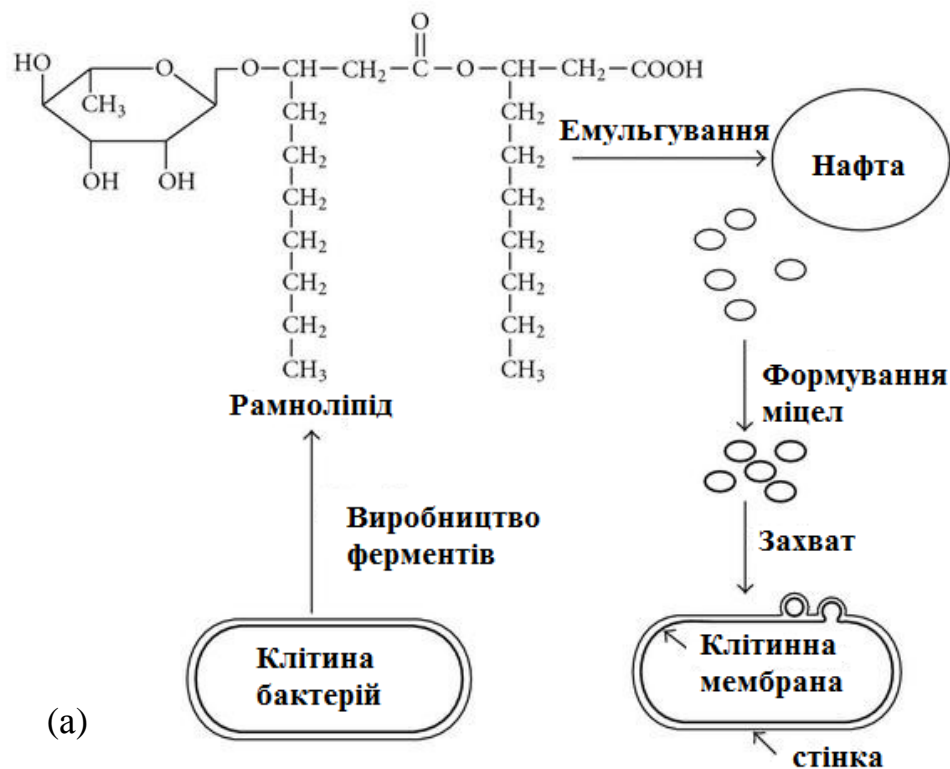


Рисунок 1.14 – Участь біосурфактанта (рамноліпиду), що продукується *Pseudomonas sp.*, у поглинанні вуглеводнів (а) та основні взаємодії між клітинами бактерій та молекулами біосурфактантів (б)

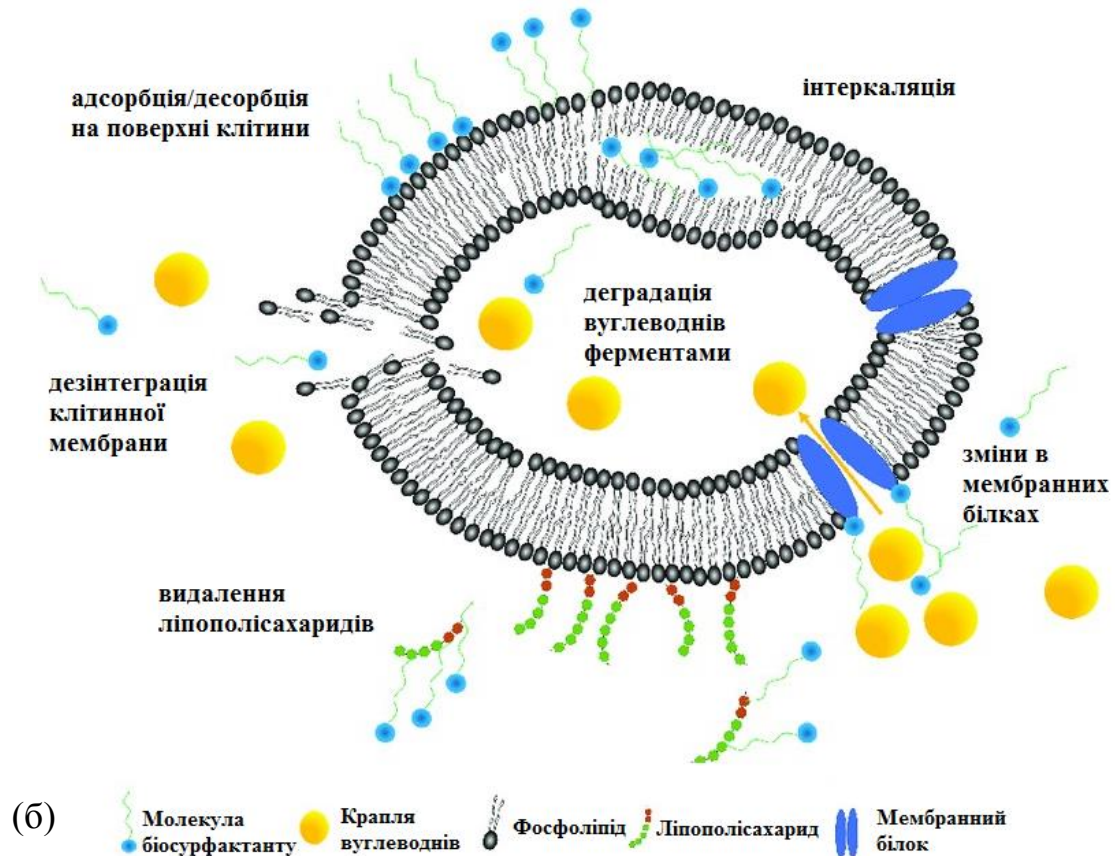


Рисунок 1.14 – Аркуш 2

Rhodococcus erythropolis, *Acinetobacter baumannii*, *Burkholderia cepacia* та *Achromobacter xylosoxidans* мають здатність продукувати ген н-алкан гідроксилази, необхідний для процесу деградації н-алкану [122].

Сира нафта, моторна олія, гас, дизельне паливо, циклогексан, додеканол, н-додекан, толуол, фенол, бензол, гексан, нафталін, антрацен, фенантрен, флуорантрен, біфеніл, дибензотіофен і 2-хлороформензокарбонати були випробуваними як джерело вуглецю для грамнегативних бактерій *Pseudomonas alcaligenes*, *Pseudomonas luteola*, *Pseudomonas aeruginosa* та грампозитивної *Actinomyces sp.* Результати показали зниження ступеню деградації нафти у зазначеному вище пріоритеті штамів з 99,4 % до 92,3 % відповідно [123]. Тим не менш, усі ці штами мають потенціал для зростання на сирій нафті, дизельному паливі, гасі, моторній олії та циклогексані (таблиця Е.2 Додатку Е).

Найвищий ступінь деградації сирої нафти на рівні 81,70 % відзначено у разі використання змішаної культури таких штамів бактерій, як: *Bacillus brevis*,

Pseudomonas aeruginosa, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus sphaericus*, тоді як цей параметр у разі використання окремих штамів коливається від 75,42 % до 63,34 % відповідно для цього ряду [124].

Найбільш ефективного результату можна досягти у разі використання консорціуму мікроорганізмів, що спеціалізуються на деградації органічних речовин заданого складу та певної хімічної природи. Змішана культура мікроводоростей *Synechocystis sp.* та місцеві бактерії *Pseudomonas indoxyladons* та *Bacillus benzoevorans* були успішно використані для ремедіації різних концентрацій високомолекулярного чотирьохкільцевого ПАВ пірену [125]. Консорціум двох штамів *Bacillus*, а саме *Bacillus pumilus* KS2 і *Bacillus cereus* R2 має найвищий ступінь деградації вуглеводнів 68,12 %, досягнутий на третьому тижні інкубації, пов'язаний з виробленими біосурфактантами rhamnoliposortium [126], *Bacillus cereus* та *Pseudomonas putida* показав відсоток біодеградації 80–90 % через 49 днів [127], крім того, повідомляється, що окремий штам *Bacillus cereus* є хорошим деградатором гасу, пов'язаним із виробництвом специфічного біосурфактанту з відповідною ознакою гідрофобності поверхні ($60,67 \pm 1,53$ %) і відсоток піноутворення $31,33 \pm 0,58$ % [128], проте *Pseudomonas putida* показав вищу ефективність здатності до росту порівняно з *Bacillus cereus* через вплив сирої нафти на ріст у дослідах горщикової культури [129].

Бактеріальний консорціум *Pseudomonas putida*, *Rhodococcus erythrololis* та *Bacillus thermoleovorans*, вирощений на гексадекані, показав вищу біодеградаційну здатність у порівнянні з ефективністю біодеградації кожним штамом окремо. У разі змішаної культури 100 % гексадекану було деградовано через 8 днів. Тим не менш, для окремих штамів *Pseudomonas putida*, *Rhodococcus erythrololis* і *Bacillus thermoleovorans* знадобилося 11–12 днів [130]. Мікробні консорціуми, виділені з ґрунту, у тому числі радіорезистентні штами *Acinetobacter*, *Bacillus subtilis* та *Pseudomonas aeruginosa* були використані для біоремедіації та забезпечили ступінь деградації н-гексадекану та н-додекану на рівні 17,61 % та 28,55 % відповідно [131].

Відомо, що консорціум *Sphingobacterium sp.*, *Bacillus cereus*, *Achromobacter insolitus* здатний використовувати фенантрен та різноманітні інші вуглеводні для зростання [132]. Згідно з результатами роботи [133], бактеріальний консорціум, що складається з *Stenotrophomonas acidaminiphila*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus cibi*, *Pseudomonas aeruginosa* та *Bacillus cereus*, показав хорошу здатність до деградації нафтових відходів, а також здатність до виробництва біоповерхнево-активних речовин порівняно з ізолятами.

Проблема створення сприятливих умов життя консорціуму частково вирішується шляхом біоаугментації, біостимуляції та використання біопрепаратів, в першу чергу, згаданих вище біосурфактантів при реалізації методу In-situ, тобто без видалення ґрунту, що посилює метаболізм нативної мікрофлори [134–137].

Не зважаючи на представлені результати досліджень шляхів розпаду ароматичних речовин, існує погана структурованість інформації та прогалини в методичних підходах до створення відповідних бактеріальних консорціумів. Більшість загальнодоступних баз даних не містять результатів експериментальних досліджень білкових послідовностей мікроорганізмів [138].

Отже, проблема створення бактеріального консорціуму для деградації НВ під час біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів з використанням електронних біоінформаційних баз даних є актуальною науково-теоретичною проблемою, розв'язання якої є одним із завдань дисертаційних досліджень.

Під час проведення біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів одним із найбільш ефективних підходів є застосування біостимуляції, оскільки внесення органічних та/або неорганічних речовин (зазвичай добрив чи відходів) забезпечує нормалізацію фізико-хімічних та біологічних властивостей ґрунту, зокрема покращення водного й NPK режимів. Зокрема, внесення мінеральних добрив $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, K_2SO_4 і вапна $\text{Ca}(\text{OH})_2$ сприяють утворенню потенціаловизначаючої системи, яка має велику окисно-відновну ємність. Результати останніх досліджень стосовно цієї проблеми висвітлені у працях відомих закордонних учених [139–143].

У разі забруднення ґрунтів НП та супутніми домішками реальну загрозу для біотичної складової ґрунтової екосистеми представляє кількість біодоступних сполук, тобто вміст рухомих форм токсикантів, а не їх валовий вміст. Ступінь міцності зв'язку токсиканта в ґрунті, а значить і його рухливість залежить від ґрунтово-екологічних факторів (гумусовий стан ґрунтів, кислотність, гранулометричний і мінералогічний склад, окисно-відновні умови) [144].

Деякі ВМ позитивно впливають на знезараження нафтозабруднених ґрунтів у разі біологічного очищення. Стимуляція мікробної активності спостерігається за низьких концентрацій ВМ, проте існують дані про інгібуючу дію токсичних металів, зокрема нікелю, на біодеградацію та мінералізацію органічних забруднювачів, таких як нафтові вуглеводні [145]. Найвищі залишкові концентрації вуглеводнів (які відповідають найнижчій ефективності біодеградації) спостерігалися в системах, які включали ВМ [146]. Кілька досліджень підтверджують наявність класу бактерій *Acinetobacter* в екологічних нішах, забруднених високими концентраціями вуглеводнів і ВМ [147].

Біоаугментація, зокрема з використанням *Pseudomonas aeruginosa* [148, 149], та біостимуляція, у тому числі за допомогою рисового лушпиння та курячого посліду [150], ефективно застосовуються для інтенсифікації біологічного відновлення ґрунтів, забруднених вуглеводнями та ВМ [151, 152]. У дослідженні [153] доведено найвищий ступінь видалення НВ (68 %) із ґрунту, спільно забрудненого ВМ такими як Cu, Pb та Zn у разі використання фітореMediaції за допомогою біоаугментації, потім біоаугментація за допомогою синьогнійної палички (59 %), фітореMediaція люцерною (*Medicago sativa L.*) (47 %), і природна деградація (37 %).

Отже, мікроорганізми відіграють дуже важливу роль у технологіях захисту об'єктів навколишнього природного середовища від забруднення нафтою і НП, оскільки є продуцентами високо ефективних біогенних екзополімерів і ПАР, необхідних для окиснення нафти [154]. Проте метод біореMediaції ефективно застосовувати для помірних широт, що характеризуються оптимальним температурним і вологісним режимом протягом року, за винятком зимових

місяців. Реалізація цього способу в північних регіонах обмежується фізико-географічними, кліматичними і педафічними умовами навколишнього середовища. Однак раціональний підбір складу бактеріального консорціуму для біоаугментації, екологічно безпечна та економічно доцільна біостимуляція, що відповідає вимогам раціонального природокористування, забезпечать високу ефективність очищення нафтозабруднених об'єктів.

1.5 Постановка задач дослідження

Метою дисертаційного дослідження є розроблення та обґрунтування науково-методичних засад системного підходу щодо зниження техногенного навантаження на довкілля у зоні впливу нафтовидобувних територій шляхом застосування комплексного еколого-технологічного рішення.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- провести системний аналіз щодо джерел екологічної небезпеки під час видобування нафти;
- оцінити вплив на навколишнє середовище від аварійно небезпечних ситуацій нафтовидобувної діяльності;
- розробити методику системного підходу до оцінювання впливу відходів нафтовидобування на довкілля та екологічно безпечного поводження з ними;
- розробити методику дослідження фільтрації нафти через ґрунт для прогнозування глибини та площі забруднення;
- удосконалити методологічну основу системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження під час видобування нафти;
- розробити та впровадити удосконалені технології поводження з буровими відходами;
- розробити науково-методологічний підхід до дослідження та впровадження технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації;

- розширити та адаптувати науково-теоретичні засади проведення біостимуляції на підставі симбіозу біоенергетичних рішень;
- удосконалити науково-практичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів із використанням біоінформаційних баз даних;
- провести математичне моделювання процесу поширення нафти через пористе середовище для своєчасного застосування заходів з локалізації та ліквідації аварійних розливів;
- провести математичне моделювання безпеки системи «видобування нафти – бурові відходи – вплив на навколишнє середовище» та екологічного ризику із застосуванням нечіткої нейронної гібридної мережі.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [1, 5, 19, 21, 23, 24, 81, 83, 84, 89, 96, 144].

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ Й МЕТОДИКА СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Загальна схема системного аналізу для вирішення поставлених задач дослідження

2.1.1 Системний аналіз та системний підхід: сутність та відмінність понять

У системних дослідженнях виділяють три аспекти [155]:

- розроблення теоретичних засад системного підходу;
- побудова адекватного підходу дослідницького апарату (формальна сфера);
- застосування системних ідей та методів (прикладна сфера).

Існує «м'яка системна методологія» та «жорстка системна методологія» [156].

Загальна схема «м'якої системної методології» включає сім основних стадій процесу:

1. Усвідомлення наявності проблемної ситуації та акумуляція можливо більш повної інформації, що характеризує цю ситуацію.
2. Фіксація проблемної ситуації як деякого опису.
3. Вироблення «основних визначень» відповідної системи, що відбиває зафіксовану проблемну ситуацію.
4. Створення та тестування концептуальних моделей, спрямованих на визначення способів повного або часткового вирішення розглянутої проблеми.
5. Порівняння та зіставлення результатів моделювання з описом проблемної ситуації.
6. Визначення на основі проведеного на попередньому етапі зіставлення комплексу здійснених та бажаних змін у вихідній ситуації.

7. Дії суб'єкта щодо практичного здійснення цих змін.

В основі «жорсткої системної методології» лежить визначення альтернативних способів досягнення заданої мети та вибір альтернативи, що відповідає заданим критеріям. Для цього створюється модель, що дозволяє генерувати та порівнювати різні альтернативи.

Заснована особливість та відмінність «м'якого системного підходу» полягає в тому, що він включає фазу порівняння, зіставлення моделей з описом вихідної проблемної ситуації.

Специфіка системного дослідження визначається висуванням нових засад підходу до об'єкта вивчення. У найбільш загальному вигляді цей підхід виявляється у прагненні побудувати цілісну картину об'єкта і характеризується такими положеннями:

- при дослідженні об'єкта як системи опис елементів не має самодостатнього характеру, оскільки елемент описується з урахуванням його місця в цілому;

- один і той же матеріал виступає в системному дослідженні як той, що володіє одночасно різними характеристиками, параметрами, функціями і навіть різними принципами будови. Одним із проявів цього є ієрархічність будови системи;

- дослідження системи невіддільне від дослідження умов її функціонування;

- специфічною для системного підходу є проблема породження властивостей цілого із властивостей елементів, і, навпаки, породження властивостей елементів із характеристик цілого;

- джерело перетворення системи чи її функцій лежить зазвичай у самій системі, оскільки це з доцільним характером функціонування систем. Істотна риса цілого ряду системних об'єктів полягає в тому, що вони є не просто системами, а системами, що самоорганізуються. З цим пов'язана й інша особливість, властива багатьом системним дослідженням: наявність у системи деякої множини індивідуальних характеристик.

Системний підхід являє собою сукупність методів і засобів, що дозволяють досліджувати властивості, структуру та функції об'єктів і процесів у цілому, представивши їх як системи із складними міжелементними взаємозв'язками, взаємовпливом самої системи на її структурні елементи.

Спільними принципами системного аналізу є: кінцева мета, єдність, зв'язність, модульність, ієрархія, функціональність, розвиток і невизначеність.

Методологія системного підходу спирається на домінуючу роль цілого до складових частин елементів. У системному підході думка рухається від цілого до складових частин, від системи до елементів, від складного до простого явища, і все визначає характер і специфіку елементів, що входять до складу цього цілого.

Системний аналіз є одним із напрямків системного підходу. Системний аналіз у вузькому сенсі є методологією прийняття рішень, а широкому значенні – синтез методології загальної теорії систем, системного підходу і системних методів обґрунтування та прийняття рішень.

Системний аналіз дозволяє розділити складне завдання на сукупність простих завдань, розчленувати складну систему на елементи з урахуванням їхнього взаємозв'язку. Таким чином, системний аналіз постає як процес послідовної декомпозиції розв'язуваної складної проблеми на взаємопов'язані приватні проблеми.

Розв'язання задач системного аналізу досліджуваної проблеми проводимо за наведеною на рисунку 2.1 схемою алгоритму.

1. Постановка проблеми – техногенне навантаження на довкілля від нафтовидобувної діяльності, що проявляється у забрудненні АП, підземних та поверхневих вод, ґрунту під час буріння свердловин та їх експлуатації для видобування нафти, зокрема викидами від стаціонарних джерел, скидами БСВ, розміщенням БШ та ВБР, а також негативному впливі на біоту.

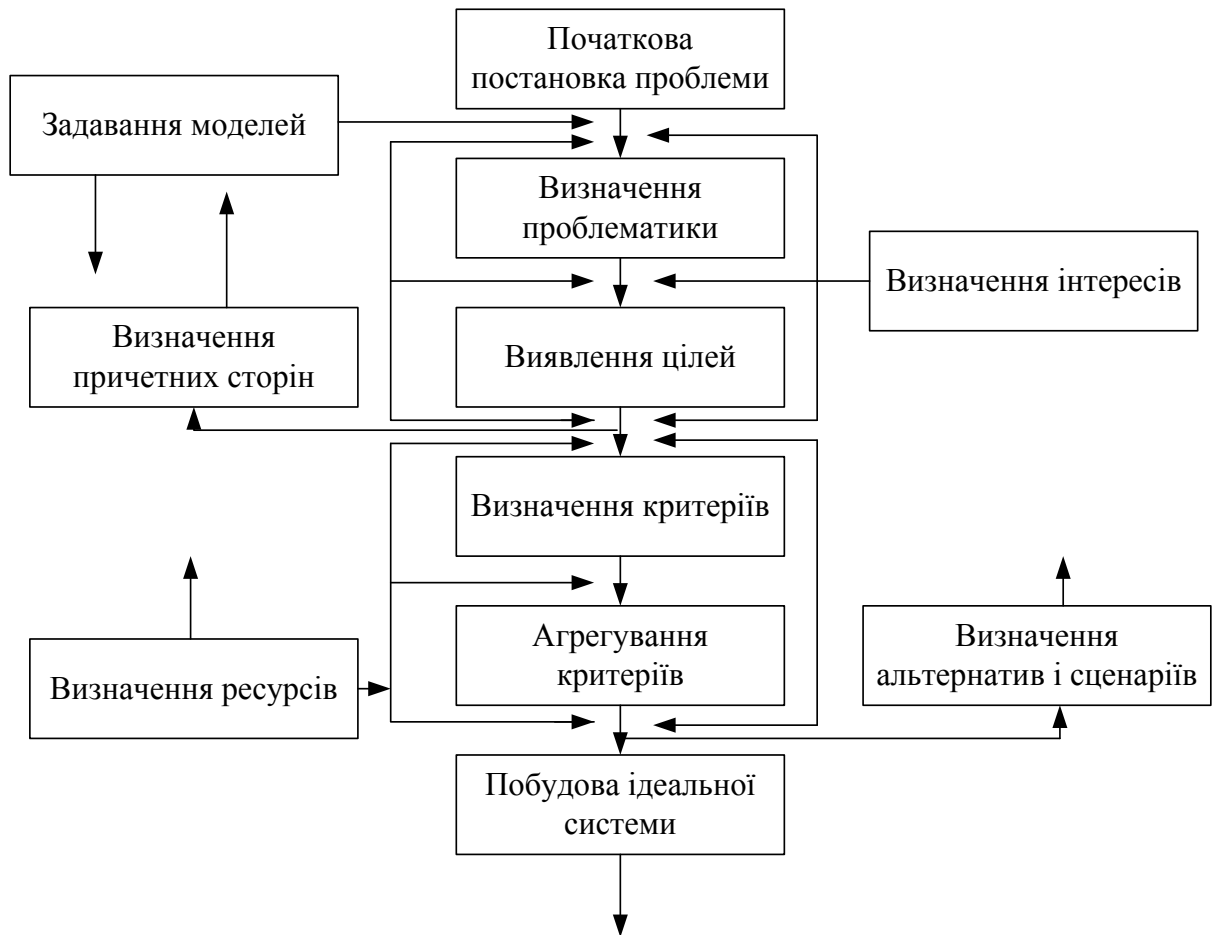


Рисунок 2.1 – Узагальнений алгоритм розв’язання задач системного дослідження конкретної проблеми

2. *Розширення проблеми* до проблематики, яку можна сформулювати ширше та ґрунтовніше за рахунок встановлення взаємозв’язку між технологічним процесом видобування нафти та впливом на навколишнє природне середовище за штатних та аварійних ситуацій, що дозволяє науково обґрунтувати комплекс превентивних та ліквідувальних заходів.

3. *Виявлення цілей*: основною метою застосування системного аналізу для вирішення означеної проблеми є підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій, що проявляється через попередження або мінімізацію забруднення об’єктів навколишнього середовища відходами буріння та підвищення ефективності локалізації та ліквідації аварійних розливів нафти.

4. Формування критеріїв. Для перевірки ступеня досягнення системою поставлених перед нею цілей необхідно задати такі кількісні критерії: концентрація сульфурвмісних речовин, летких вуглеводнів та оксидів карбону в АП, індекс забруднення АП, кількість БВ, що утворюються, ефективність очищення БСВ, ступінь регенерації ВБР, ефективність осушення БШ, рівень екологічної безпеки (клас небезпеки) БШ, ступінь утилізації БШ, розміри нафтових плівок на поверхні води, швидкість геофільтрації нафти, глибина проникнення нафти, швидкість деградації нафти, ефективність деградації нафти, екологічний ризик від аварійних розливів нафти на суші, ступінь негативного впливу на гідробіонтів.

5. Агрегація критеріїв. Виявлені критерії можна об'єднати в групи (узагальнювальні критерії): кількісна оцінка впливу на АП (концентрація сульфурвмісних речовин, летких вуглеводнів та оксидів карбону в АП, індекс забруднення АП); кількісна оцінка впливу на водне середовище (кількість БВ, що утворюються, ефективність очищення БСВ, ступінь регенерації ВБР, розміри нафтових плівок на поверхні води); кількісна оцінка впливу на ґрунт (ефективність осушення БШ, рівень екологічної безпеки (клас небезпеки) БШ, ступінь утилізації БШ, швидкість геофільтрації нафти, глибина проникнення нафти, швидкість деградації нафти, ефективність деградації нафти); кількісна оцінка впливу на біоту та гідробіонтів (екологічний ризик від аварійних розливів нафти на суші, ступінь негативного впливу на гідробіонтів).

6. Генерування альтернатив передбачає пошук можливих технологій захисту навколишнього природного середовища від нафтовидобувної діяльності, зокрема: очищення викидів в різних апаратах; очищення БСВ фізичними, фізико-хімічними та хімічними методами; очищення ВБР від вибуреної породи із поверненням регенованого БР до технологічного процесу у полі дії відцентрових чи гравітаційних сил; очищення нафтозабруднених ґрунтів фізико-хімічними, хімічними чи біохімічними методами; застосування біоремедіації на завершальному етапі для ліквідації аварійних розливів нафти; розроблення

необхідних консорціумів мікроорганізмів; застосування анаеробного дигестату у якості біостимулятора.

7. Дослідження ресурсних можливостей, включаючи інформаційні ресурси, вказало можливість реалізації альтернативних рішень для досягнення поставлених цілей. Для реалізації запропонованих альтернатив необхідні групи ресурсів: матеріальні, енергетичні, природні, які можна детально описати таким чином. Альтернативні технології очищення БСВ потребують залучення апаратів з різними конструкційними параметрами, енергетичними характеристиками, використанням додаткових реагентів. Альтернативні технології очищення ВБР від вибуреної породи із поверненням регенерованого БР до технологічного процесу у полі дії відцентрових чи гравітаційних сил потребують залучення різних ресурсів, зокрема енергетичних та матеріальних у вигляді можливих реагентів.

Для очищення нафтозабруднених ґрунтів фізико-хімічними та хімічними методами необхідно забезпечити матеріальні та енергетичні ресурси у формі конструкційних апаратів та реагентів, а для біохімічних методів необхідно залучати біостимулятори та бактеріальні консорціуми.

8. Вибір формалізації (моделей і обмежень) для вирішення проблеми. Моделювання консорціумів нафтодеструктивних мікроорганізмів із застосуванням біоінформаційних баз даних KEGG, BacDiv, веб-сервера IslandViewer 4; Кластерна візуалізація на основі бібліометричної мережі спорідненості та відповідності ключових слів побудована за допомогою програмного забезпечення VOSviewer (версія 1.6.15); фізичне та математичне моделювання процесу фільтрації нафти через ґрунт як пористе середовище із візуалізацією одержаних результатів за допомогою програмного забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт; моделювання безпеки (ризик) проекту з експлуатації свердловини для видобування нафти та подальшого транспортування із застосуванням теорії нечіткої логіки та методу аналізу ієрархій.

9. *Побудова системи.* Полягає у комплексному рішенні щодо підвищення рівня екологічної безпеки НПС у зоні впливу нафтовидобування.

10. *Використання результатів* проведеного системного дослідження буде більш детально описано у наступних розділах дисертаційного дослідження.

На рисунку 2.2 наведені можливі етапи системного аналізу для розв'язання означеної вище задачі щодо підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій, що проявляється через попередження або мінімізацію забруднення об'єктів навколишнього природного середовища відходами буріння та підвищення ефективності локалізації та ліквідації аварійних розливів нафти.

Пунктирні лінії показують повернення до попередніх етапів, тобто рух у зворотньому напрямі у тому випадку, якщо виникають труднощі на попередніх етапах, то вони призведуть до неправильного розв'язку.

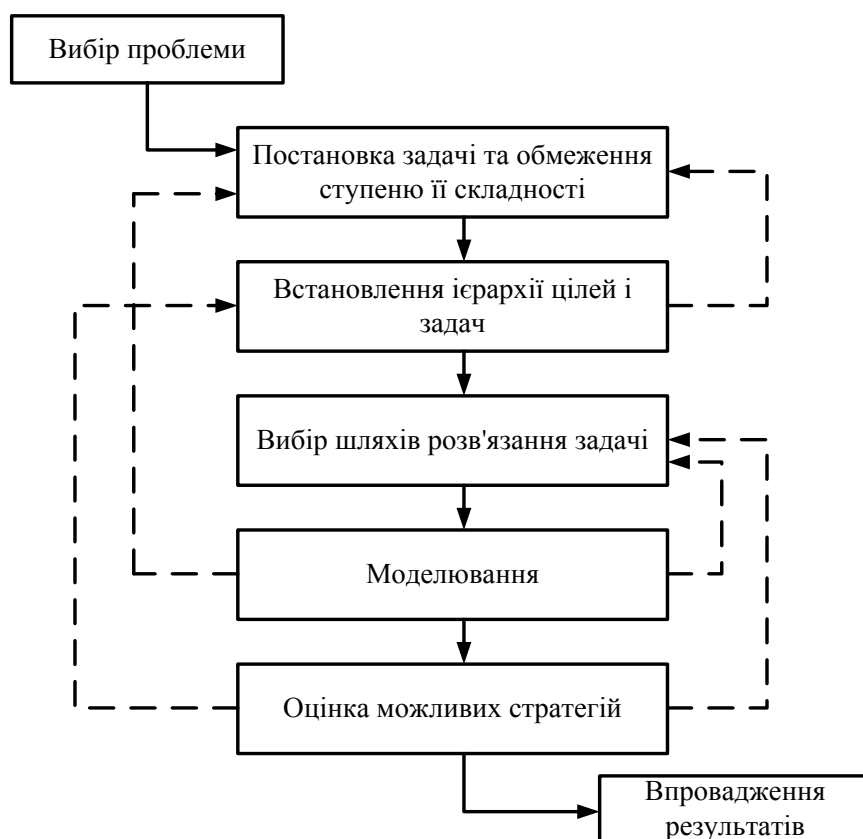


Рисунок 2.2 – Принципова схема системного аналізу для вирішення поставлених задач дослідження

Етап 1. Вибір проблеми.

Проблема, яку потрібно розв'язати в межах дисетраційного дослідження, носить комплексний багатоплановий характер, оскільки пов'язана із зниженням техногенного навантаження на всі компоненти навколишнього природного середовища під час проведення нафтовидобувної діяльності на суші та частково на морському шельфі, як за умови штатних ситуацій, так і у випадку аварійних ситуацій.

Етап 2. Постановка завдання і обмеження ступеня його складності.

У зв'язку із означеною проблемою постає ряд завдань, які потрібно вирішити:

- визначити вплив на атомсферне повітря, підземні та поверхневі води, ґрунт та біоту під час проведення процесу видобування нафти за умови штатної ситуації;
- проаналізувати вплив на навколишнє середовище під час аварійних розливів нафти, зокрема на ґрунт та ґрунтову біоту;
- науково обґрунтувати вибір методів попередження або мінімізації рівня забруднення компонентів навколишнього природного середовища;
- розробити технології очищення викидів ЗР, очищення БСВ, розділення ВБР та утилізації БШ;
- розробити та впровадити комплексну технологію біоремедіації нафтозабруднених об'єктів, що включає наукове обґрунтування складу бактеріального консорціуму нафтодеструктивних бактерій на підставі застосування біоінформаційних баз даних, вибір ефективного біостимулятора та технології його одержання, що задовольняє вимогам екологічної безпеки та забезпечує раціональне природокористування через додаткову утилізацію промислових відходів;
- на підставі математичного моделювання геофільтрації нафти спрогнозувати розміри зони розливу нафти та проникнення в ґрунт;
- оцінити екологічний ризик від аварійних розливів нафти на суші методами дерева цілей та дерева проблем, та методами теорії нечіткої логіки;

– дослідити процес розтікання нафтової плівки на поверхні води методами математичного моделювання та оцінити впливові концентрації хімічних речовин на гідробіонтів методом ансамблевої оцінки;

– теоретично обґрунтувати комплекс заходів щодо попередження аварійних ситуацій з розливом нафти, зокрема на нафтопроводах.

Етап 3. Встановлення ієрархії цілей і завдань.

Цей етап будемо реалізовувати відповідно до попереднього етапу, на якому були визначені завдання та описані методи їх вирішення.

Етап 4. Вибір шляхів рішення задач.

На цьому етапі конкретизуємо шляхи рішення окремих поставлених задач. Для попередження та мінімізації рівня забруднення компонентів навколишнього природного середовища буде науково обґрунтований комплексний підхід, який полягає у застосуванні фізико-хімічного, хімічного та біохімічного методів на різних етапах.

Для очищення викидів ЗР застосовуємо хімічний метод; для очищення БСВ – осадження, фільтрацію та зворотній осмос залежно від вимог до якості очищених БСВ; розділення ВБР будемо проводити сепараційними методами, зокрема центрифугуванням, із застосуванням коагуляції та флокуляції (хімічні методи), зокрема процес відбувається у полі дії відцентрових сил за умови попереднього оброблення коагулянтами та флокулянтами; утилізація БШ – хімічними методами.

Етап 5. Моделювання.

Моделюванню підлягає досліджувана система «процес видобування нафти – вплив на навколишнє середовище – екологічний ризик», зокрема процес геофільтрації нафти, склад нафтодеструктивного консорціуму та ризик реалізації проекту з буріння та експлуатації свердловини для видобування нафти.

Етап 6. Оцінка можливих стратегій.

Етап 7. Впровадження результатів.

Останні два етапи будуть детально описані у наступних розділах.

2.1.2 Методика проведення системного аналізу

Принциповою особливістю системного аналізу є використання методів двох типів – *формальних* (кількісних) і *неформальних* (якісних, змістовних).

Методика системного аналізу розробляється і застосовується в тих випадках, коли в осіб, що ухвалюють рішення, на початковому етапі немає достатніх відомостей про проблемну ситуацію, що дозволяють вибрати метод її формалізованого уявлення, сформулювати математичну модель або застосувати один із нових підходів до моделювання, що поєднують якісні і кількісні прийоми. У таких умовах може допомогти представлення об'єктів у вигляді систем, організація процесу ухвалення рішення з використанням різних методів моделювання.

Для того щоб організувати такий процес, потрібно визначити послідовність етапів, рекомендувати методи для виконання цих етапів, передбачити за необхідності повернення до попередніх етапів. Така послідовність певним чином виділених і впорядкованих етапів з рекомендованими методами або прийомами їх виконання є методикою системного аналізу.

Таким чином, методика системного аналізу розробляється для того, щоб організувати процес ухвалення рішення в складних проблемних ситуаціях. Вона повинна орієнтуватися на необхідність обґрунтування повноти аналізу, формування моделі ухвалення рішення, адекватно відображати цей процес або об'єкт.

Одними із принципів особливостей системного аналізу, що відрізняють його від інших напрямів системних досліджень, є розроблення і використання засобів, що полегшують формування і порівняльний аналіз цілей і функцій систем управління. Спочатку методики формування і дослідження структур цілей базувалися на зборі і узагальненні досвіду фахівців, що накопичують цей досвід на конкретних прикладах.

Однією з найгостріших проблем нафтовидобувної галузі є задача оцінки техногенного навантаження, якого зазнають екосистеми у межах зони дії

існуючих родовищ. Розрахунок та прогнозування техногенного тиску на всі компоненти екосистеми – складний процес, зумовлений різноманітними формами та ступенем впливу. Складність цього питання полягає також у відсутності єдиних уніфікованих методик визначення дійсного навантаження на всі компоненти екосистеми, вплив на які здійснювався протягом усього життєвого циклу родовища.

Оцінка техногенного навантаження у загальному вигляді включає процес ідентифікації та прогнозування негативної дії на довкілля та/або здоров'я людей у результаті функціонування будь-яких процесів і об'єктів, які можуть становити небезпеку для населення і довкілля після досягнення певної величини. Така величина класифікується як поріг техногенного навантаження і характеризує природні межі витривалості екосистеми та її екологічну ємність.

Аналіз методичних підходів до оцінки техногенного навантаження на екосистеми дозволив виділити такі основні методи розрахунку його величини.

По-перше, поріг техногенного навантаження можна відобразити як особливу критичну точку на кривій доза-ефект, що зв'язує вхідні (навантаження) і вихідні (відгуки екосистеми) параметри. Основна умова для визначення цієї точки – побудова в повному обсязі нормованої залежності за експериментальними даними на всьому градієнті навантаження.

Другий підхід полягає у використанні результатів багаторічних спостережень та експертних оцінок, на підставі яких визначається єдине значення вихідного параметра (поза зв'язком з величинами навантажень), що має зміст границі природної флуктуації. Навантаження, що відповідає вихідному параметру в цій єдиній точці, приймається за граничне.

Третій підхід вимагає наявності «зовнішньої» інформації. Наприклад, економічна доцільність від видобування нафти та супутніх компонентів визначає допустимий мінімальний дохід від її продажу. Граничне навантаження, як і в другому підході, встановлюється через порівняння із цією величиною.

Для оцінки стану екосистем доцільно використовувати не тільки запропоновані підходи, але й різні показники та параметри – від різноманітних

видів до біомаси, чисельності тощо. Стримуючий фактор до широкого застосування цих показників полягає у тому, що практично всі вони починають суттєво змінюватись лише тоді, коли система зазнає значних порушень і не здатна до саморегуляції. На практиці дуже важливо використовувати показники та параметри, які дозволяють вивертити наперед вираженим чином оцінювати стан біоти й особливості розподілу та перерозподілу полютантів у реальних екосистемах і ландшафтах [157].

Таким чином, основною особливістю методик системного аналізу є поєднання в них формальних методів і неформалізованого (експертного) знання. Останнє допомагає знайти нові шляхи вирішення проблеми, що не містяться у формальній моделі, і таким чином безперервно розвивати модель і процес ухвалення рішення, але одночасно бути джерелом суперечностей, парадоксів, які іноді важко вирішити. Тому дослідження із системного аналізу починають все більше спиратися на методологію прикладної діалектики.

2.1.3 Методи системного аналізу

Арсенал методів системного аналізу досить великий, кожний із методів має свої переваги і недоліки, а також сферу застосування стосовно як до типу об'єкта, так і до етапу його дослідження.

Основними методами системного аналізу є такі методи [158]:

1) неформальні методи: методи «мозкової атаки», метод експертних оцінок, метод «Дельфі», діагностичні методи, морфологічні методи, метод дерева цілей;

2) формалізовані методи:

- графічні: матричні методи, мережеві методи;
- статистичні: математична статистика, теорія імовірності, теорія масового обслуговування;
- аналітичні: методи як класичної математики, так і математичного програмування.

Відповідно до [159] такі критично важливі об'єкти (КВО), як нафтопереробні заводи, заводи органічного синтезу нафти, нафтохімічні заводи та сланцеві заводи, належать до групи хімічно небезпечних об'єктів із потенційно небезпечних та критично важливих об'єктів (ПНКВО). Однак до вибухонебезпечних і пожежонебезпечних об'єктів належать, зокрема, об'єкти, пов'язані з нафтою, а саме підприємства нафтової промисловості, підприємства газової промисловості, підприємства сланцевої промисловості, газові та нафтові свердловини, морські нафтові платформи, підприємства нафтопереробної промисловості, нафтохімічної промисловості, підприємства газопереробної промисловості, запаси нафти та рідких НП, морські платформи, напівзанурені та підводні нафтосховища, нафтопроводи, газопроводи. Три групи методів розрахунку з необхідними базами даних мають бути включені до інструментарію для аналізу ПНКВО: 1) методи оцінки процесів і шляхів виникнення несприятливих подій; 2) методи, що описують наслідки несприятливих подій, таких як викид, поведінка і поширення в навколишньому природному середовищі небезпечних речовин і механізми ураження цими речовинами організму людини; 3) методи оцінки економічних збитків та оптимізації використання коштів для запобігання чи пом'якшення наслідків несприятливих подій.

Для функціонуючих трубопроводів основними факторами впливу на НПС є витоки продуктів та надзвичайні ситуації, які становлять небезпеку для НПС в цілому та відповідно для життя і здоров'я людини. На думку авторів [160] не існує чіткої методології забезпечення безпеки трубопроводних мереж в Україні. Під час проєктування, згідно з чинними нормативними документами, якщо проєкт відповідає всім чинним вимогам, окремий аналіз безпеки та ретельний аналіз ризиків з оцінкою кількості можливих відмов і прогнозуванням їх наслідків не проводяться. Така практика призводить до того, що ми все частіше чуємо про серйозні аварії на трубопроводному транспорті.

2.2 Об'єкт дослідження

2.2.1 Характеристика досліджуваного родовища

Дослідженням підлягали зразки БШ, одержаного у процесі буріння свердловин на Семиренківському газоконденсатному родовищі та Мачухському газовому родовищі глибиною 5270 м. В адміністративному відношенні Семиренківське газоконденсатне родовище (ГКР) розташоване у Шишацькому та Миргородському районі Полтавської області за 25 км на північний схід від м. Миргород (рис. 2.3) [161].

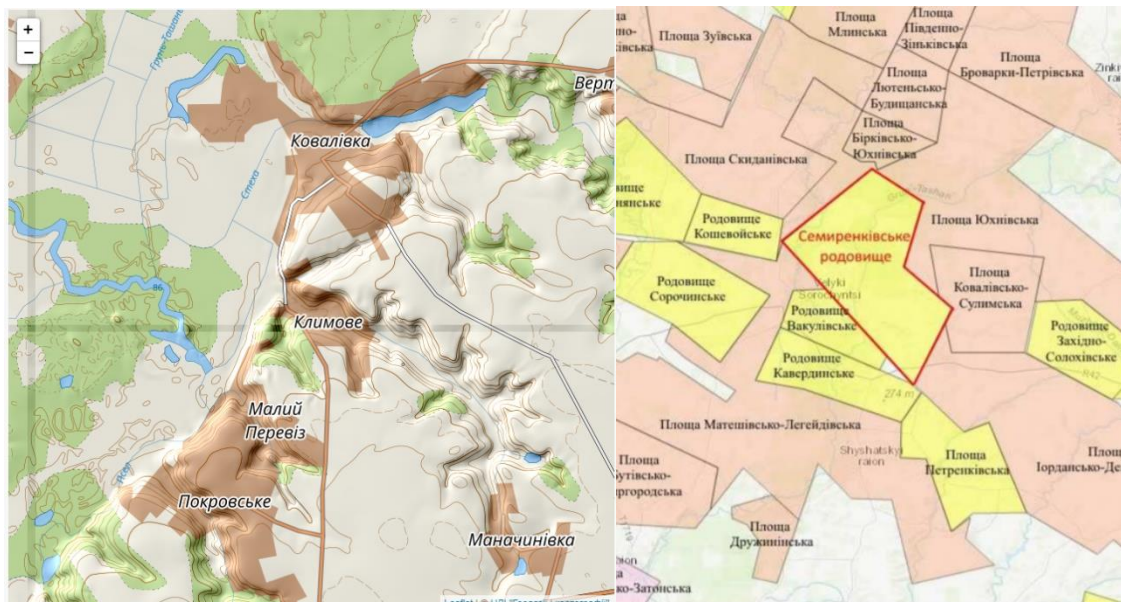


Рисунок 2.3 – Оглядова карта та карта-схема району розташування Семиренківського родовища

У геологічній будові Семиренківського родовища, розташованого в межах приосьової зони центральної частини Дніпровсько-Донецької западини, беруть участь породи палеозойської, мезозойської та кайнозойської систем, загальною товщиною до 8,5 км. Колекторами є пісковики кварцові дрібно-середньозернисті тріщинуваті, з невисокими ємнісно-фільтраційними параметрами – пористість коливається у межах 7–10 %, проникність за лабораторними дослідженнями

керну – $0,8-114 \cdot 10^{-15} \text{ м}^2$. Тип колекторів визначається як поровий, тріщино-поровий [162]. Пластові води нижньокам'яновугільних відкладів належать до зони дуже уповільненого водообміну, мають значну мінералізацію від 123,9 г/л до 212,2 г/л, високий ступінь метаморфізації – 0,6–0,73, відносяться до хлоркальцієвого типу [163].

У геоморфологічному відношенні Семиренківське родовище розміщене в Придніпровській низовині в долині р. Псел, лівої притоки р. Дніпро. Водозабезпечення бурових робіт здійснюється за рахунок вод буцацького водоносного горизонту [162].

Мачухське газове родовище належить до Глинсько-Солохівського газонафтоносного району Східного нафтогазоносного регіону України. Ця зона залягає на глибинах від 1,5 км до 5,5 км і включає в себе значну частину палеозойських відкладів, характеризується розвитком первинно-порових піщано-алевритових і каверно-тріщиноватих карбонатних колекторів з високою пористістю і проникністю, в яких поширені протяжні системи пластових, масивно-пластових і масивних природних резервуарів, заповнених седиментогенними розсолами [163].

2.2.2 Характеристика зразків бурового шламу та центрифуги

Дослідженням підлягали зразки БШ, відібрані на свердловинах № 77 Семиренківського родовища (№№ 1, 2, 5, 6), Мачухи № 54 (№№ 3 та 4) та на свердловинах з використанням БР на основі ІЕР Witer II (№№ 7–10), які наведено в табл. 2.1.

Об'єктом досліджень були зразки БШ, які відбиралися на свердловинах, для буріння яких використовували БР на основі ІЕР Witer II. Хімічний склад такого розчину наведений у таблиці 2.2, призначення якого полягає у первинному і вторинному розкритті продуктивних пластів, бурінні в аварійних зонах будь-якої складності, проведенні капітального ремонту свердловин, використанні як спеціальних рідин для тампонажу свердловин.

Таблиця 2.1 – Досліджувані зразки бурового шламу

№ зразку	Розшифрування зразків
1	Зразок шламу № 1 на вході у центрифугу шламу на глино-полімерній основі
2	Зразок шламу № 2 на виході з центрифуги сухої фракції шламу на глино-полімерній основі
3	Зразок шламу № 3 на виході з центрифуги сухої фракції шламу на вуглеводневій основі
4	Зразок фугату № 4 на виході з центрифуги фугату на вуглеводневій основі
5	Зразок шламу № 5 на вході у центрифугу на глино-полімерній основі
6	Зразок шламу № 6 на виході з центрифуги сухої фракції шламу на глино-полімерній основі
7	Зразок шламу № 7 на вході у центрифугу шламу на основі ІЕР Witer II
8	Зразок шламу № 8 (без промивки)
9	Зразок шламу № 9 (з промивкою)
10	Зразок шламу № 10 на виході з центрифуги сухої фракції шламу на основі ІЕР Witer II

ІЕР відрізняється від інших розчинів застосуванням вуглеводневої рідини в якості дисперсійного середовища, а води і солей – як дисперсної фази [164].

Таблиця 2.2 – Склад бурового розчину на основі ІЕР Witer II

Компонент	Характеристика	Вміст у % від загального об'єму розчину
дизельне паливо	дисперсійне середовище	80–90 %
вода	водна дисперсна фаза	20–10 %
Е-4	емульгатор 1	6–7 %
Е-5	емульгатор 2	2–3 %
Н-1	гідрофобізатор твердої фази	1–3 %
Р-1	регулятор фільтрації	2–4 %
органофільний бентоніт	твердий стабілізатор, наповнювач	5–7 %
CaCl ₂	мінералізатор водної фази	25–30 % від об'єму води
М-25	карбонатний кольматант	10–15 %
К-200	органічний кольматант	1–2 %
СаО	нейтралізатор органічних кислот, регулятор рН	1–2 %
гідрофобний барит	обважнювач	до необхідної щільності

Вуглеводнева рідина утворює фільтрат розчину, що забезпечує повне виключення проблеми втрати стійкості гірських порід на стінках свердловин і набухання глинистих мінералів у пластах-колекторах внаслідок їх гідратації. Таким чином, використання цього БР забезпечує оптимальні умови для безаварійного буріння і якісного розкриття продуктивних горизонтів.

Для регенерації ВБР використовують обладнання, принцип дії якого заснований на використанні відцентрових сил, зокрема центрифуги, декантери, трикантери. Для дослідження обрано осушувач вертикальний шламовий – вертикальна скидна центрифуга безперервної дії, призначена для прийому БР зі свердловини і очищення його від вибуреної породи під час буріння нафтових і газових свердловин, у складі циркуляційних систем бурових установок. Є можливість використовувати центрифугу як за амбарного, так і безамбарного (маловідходного) способу буріння, тому що він дозволяє одержати вихід шламу низької вологості. Осушувач має сучасну конструкцію, яка дозволяє обробляти різні об'єми шламу, в середньому до 50 тонн. Уміст вуглеводневої суміші в осушеному шламi, яка скидається з осушувача, зазвичай становить < 5–6 % від початкової ваги.

Осушувач вертикальний шламовий ОВШ-950 – це вертикальна скидна центрифуга безперервної дії, технічні характеристики якої наведені в табл. 2.3.

Вона призначена для очищення БР від надмірного вмісту твердої фази і регенерації обважнювача із обважнених БР у процесі буріння нафтових і газових свердловин, для зневоднення стічних вод, для очищення масел та інших матеріалів від механічних домішок [161].

Вертикальний осушувач, до складу якого входить високошвидкісна вертикальна центрифуга, що забезпечує максимальну сепарацію рідини і твердої фази у великих обсягах, використовується для повернення БР з БШ у системі з утилізації БШ. ОВШ-950 забезпечує максимізацію переробки БР, і мінімізацію відходів буріння з метою економії витрат для операторів.

Таблиця 2.3 – Технічні характеристики осушувача вертикального шламового ОВШ-950

Технічні характеристики	Значення	Технічні характеристики	Значення
Продуктивність, тонн/год	30–50	Тиск пневмоножа, МПа	0,7
Діаметр максимальний, мм	950	Подача пневмоножа, м ³ /хв	1,8
Щілинний зазор сита, мм	0,3–0,9	Насос очисний, шт	1
Швидкість обертання, об/хв		Потужність, кВт	
– сита	1 200	– двигуна	55
– ротора	1 180	– масляного насоса	0,55
– двигуна	1 500	– очисного насоса	4
Відцентровий фактор поділу	764	Габарити, мм	2724 x 1882 x 2171
Об'єм масляного бака, л	47	Вага, кг	4 400

Вертикальний осушувач використовується для БР як на вуглеводневій, так і на водній основі. При цьому, існують істотні переваги ОВШ [161]:

- 1) для БШ на вуглеводневій основі вміст органіки може бути зменшено до 3–5 %;
- 2) для БШ на водній основі вміст вологи знижується до рівня нижче 50 % зазвичай, що полегшує його транспортування;
- 3) повернення БР для повторного використання задовольняє вимогам раціонального природокористування та є економічно ефективним підходом за рахунок економії коштів на закупівлю сировинних матеріалів для приготування БР, оскільки дорогі промивні рідини можуть відновлюватися з шламу, як і весь БР, втрачений через відмову вібростит;
- 4) зменшення кількості БВ, що є економічно виправданим з точки зору подальшої утилізації.

2.3 Методика дослідження поводження з буровими стічними водами та буровим шламом

2.3.1 Методика дослідження технології очищення бурових стічних вод

Проведений аналіз існуючих підходів до оброблення БСВ чітко показав, що жодна із використаних технологій не може вирішити поставлену проблему. Необхідно розробити інтегровану технологічну систему, яка враховує як хімічні та фізичні параметри стічних вод, так і зовнішні фактори для досягнення повного очищення стічних вод від НП та мінімізації негативного впливу на навколишнє природне середовище.

Найважливішими контрольованими параметрами для оцінки ефективності очищення БСВ є: сухий залишок, рН, зважені речовини, НП, хлориди та сульфати [165]. Для дослідження використано БСВ, що утворилися під час буріння свердловин Бугруватівського (БСВ-1) та Анастасівського (БСВ-2) родовищ Дніпровсько-Донецького нафтогазоносного регіонів України (Сумська область). Фізико-хімічний склад проб БСВ наведено в таблиці 2.4 [166].

Таблиця 2.4 – Фізико-хімічний склад досліджуваних зразків БСВ

Зразок	Параметр					
	Сухий залишок, мг/дм ³	рН	Зважені тверді речовини, мг/дм ³	Нафто-продукти, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сульфати, мг/дм ³
БСВ-1	6470	8,7	650	150	750	432
БСВ-2	7254	9,1	700	184	827	507

2.3.2 Методика дослідження ефективності осушення бурового шламу

Проби відбирали у трьохкратному повторенні для забезпечення статистичної значимості результатів вимірювань. Дослідженням підлягали зразки на всіх етапах розділення БШ, причому первинним був вихідний зразок на вході в центрифугу. З метою встановлення закономірностей осушення шламу в ОВШ-950 для аналізу використовували БШ різного генезису, тобто утворений у результаті буріння різних свердловин та на різних глибинах. Оскільки для кожного етапу життєвого циклу буріння свердловини використовується БР із різним складом, то досліджувалися шлами, до складу яких входили ВБР на глиняно-полімерній основі та вуглеводневій основі, зокрема на основі ІЕР Witer II [161].

Вологість зразків БШ визначали згідно із стандартними методиками відповідно до ДСТУ Б В.2.1–17:2009 та ДСТУ ISO 11465–2001 [167, 168]. Як рекомендовано за методикою [168], оброблені проби зразків відходів зважували з дотриманням вимог щодо похибки вимірювання, яка не повинна перевищувати 0,5–0,7 %.

Абсолютну вологість БШ W у відсотках, яка визначає масову частку вологи у шламі, обчислювали за формулою:

$$W = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_0} \cdot 100\%, \quad (2.1)$$

де m_0 – маса сухого порожнього бюкса з кришкою, г;

m_1 – маса закритого бюкса з вологим БШ, г;

m_2 – маса закритого бюкса з висушеним у сушильній шафі БШ, г.

Масову частку сухої речовини W_{dm} , % розраховували за формулою:

$$W_{dm} = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \cdot 100\%. \quad (2.2)$$

Ефективність ступеню осушення E визначали за формулою:

$$E = \frac{W_1 - W_2}{W_1} \cdot 100 \%, \quad (2.3)$$

де W_1 – вологість зразку шламу до осушувача (на вході), %;

W_2 – вологість зразку шламу після осушувача (на виході), %.

2.3.3 Методика дослідження екологічної безпеки бурового шламу

Визначення радіоактивності. Радіоактивність БШ оцінювали еквівалентною дозою, яку вимірювали за допомогою приладу дозиметр-радіометр МКС-05 «Терра-П». Аналіз проводили згідно з методикою, наведеною у керівництві щодо експлуатування ВІСТ (412129.012 КЕ) [169]. Еквівалентна доза (у зівертах) характеризує вплив іонізуючого гамма-випромінювання на біологічний об'єкт (людину). Фоновий рівень потужності гамма-випромінювання приймається за 0,1 мкЗв/год, а пороговий рівень – 0,3 мкЗв/год.

Визначення мінералогічного та хімічного складу зразків. Рентгенівська дифракція. Фазовий склад проб БШ визначали методом рентгенівської дифракції (прилад автоматизований дифрактометр ДРОН-4-07, НВП «Буревісник»).

Система автоматизації ДРОН-4-07 ґрунтується на мікропроцесорному контролері, який забезпечує управління гоніометром ГУР-9 і передачу даних у цифровому вигляді на персональний комп'ютер. При зйомці витримувалися такі параметри: випромінювання $\text{CuK}\alpha$ з довжиною хвилі 0,154 нм, фокусування по Бреґу–Брентано θ - 2θ (2θ – бреггівський кут), значення струму і напруги на рентгенівській трубці – 20 мА і 40 кВ. Зйомка зразків проводилася у режимі безперервної реєстрації зі швидкістю $1^\circ/\text{хв.}$ і діапазоном кутів 2θ від 15° до 105° . Для попередньої обробки експериментальні результати передавалися безпосередньо в програмний пакет підтримки експерименту DifWin-1 (ТОО «Еталон ПТЦ»). Кінцева ідентифікація кристалічних фаз проводилася за допомогою програмного пакета Crystallographica Search – Match (Oxford

Cryosystems) при накладених обмеженнях на елементний склад зразка шляхом автоматичного порівняння отриманих результатів з картками бази даних PDF-2 з подальшою ручною вибіркою.

Для визначення особливостей і характеру процесів вимивання хімічних елементів з БР проводили ідентифікацію елементного складу зразків. Дослідження проводили методом *рентгено-флуоресцентного аналізу* (РФА чи XRF) на приладі ElvaX Light SDD. За результатами аналізу одержують значення інтенсивності піків хімічних елементів, що дозволяє кількісно порівняти вміст конкретного елемента у різних зразках. Якісний елементний аналіз зразків БШ був виконаний на енергодисперсійному рентгенофлуоресцентному спектрометрі ElvaX Light SDD (ТОВ "ЕЛВАТЕХ", Київ), який є модифікацією спектрометра ElvaX з розширеним у бік легких елементів діапазоном.

Прилад призначено для експресного якісного та кількісного аналізу складу металічних сплавів, порошків, рідин, біопроб на вміст хімічних елементів від Na (атомний номер $Z = 11$) до U ($Z = 92$) в широкому діапазоні концентрацій. Точність визначення масових часток металів не нижча, ніж 0,1 %. Межі виявлення домішок ВМ в легкій матриці ≤ 1 ppm. Спектрометр занесено в Державний реєстр засобів вимірювальної техніки, які допущені до використання в Україні, під номером У1411-01.

Для аналізу зразків застосовувалася рентгенівська трубка з родієвим анодом. При дослідженні першої групи елементів (від Na до Sc,) напруга на трубці складала 10 кВ. Фільтр первинного рентгенівського випромінювання відсутній. Для аналізу другої групи елементів (від Ti) встановлювали напругу на трубці 40 кВ та алюмінієвий фільтр первинного рентгенівського випромінювання товщиною 800 мкм. Сила струму підбиралася автоматично для досягнення рівня загрузки 50000 імп./с.

Кількісний вміст рухомих форм ВМ (заліза, міді, цинку, нікелю, хрому) у БШ визначали методом *атомно-абсорбційної спектрофотометрії*. Для аналізу готують витяжки буферним амонійно-ацетатним розчином з рН 4,8 відповідно до стандартних методик (ДСТУ 4770.2:2007, ДСТУ 4770.4:2007, ДСТУ

4770.6:2007, ДСТУ 4770.7:2007, ДСТУ 4770.8:2007). Приготовлені розчини аналізувалися на спектрофотометрі С115-М1 (ВАТ «СЕЛМІ», Україна) з електротермічним атомізатором. Для визначення кожного елемента будували калібрувальні графіки, використовуючи стандартні розчини елементів. Проведення вимірювань і розрахунків здійснювалося на базі програми AAS-SPECTR. За результатами вимірювань на спектрофотометрі обчислювали вміст елементів у 1 кг БШ.

2.4 Методика дослідження фільтрації нафти через ґрунт

2.4.1 Характеристика зразків ґрунту

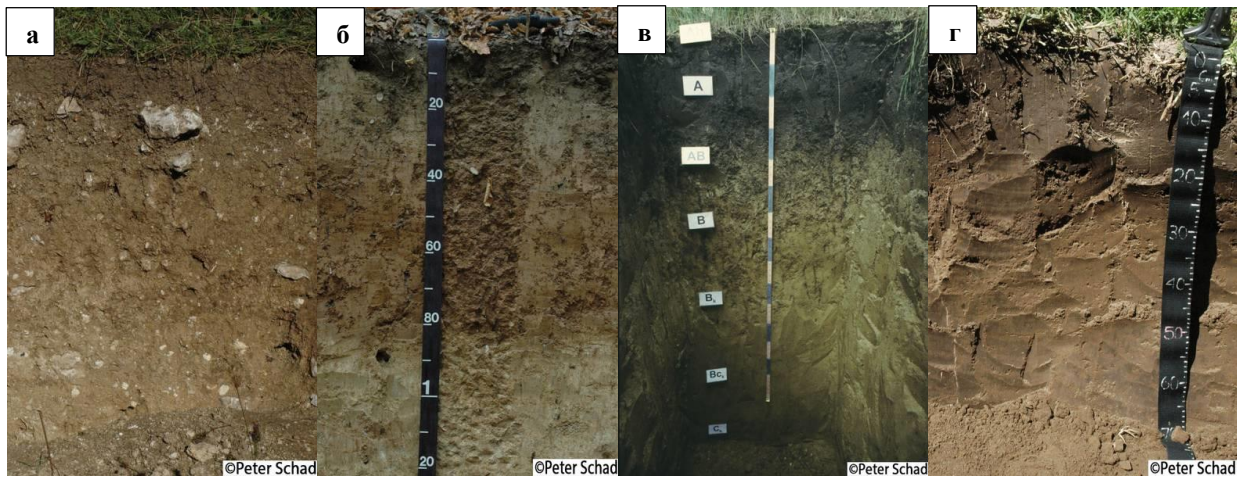
Ґрунти, що використовувалися для експериментів, спочатку були відібрані на території Сумської області, Україна (зокрема зразок №3 поблизу Бугруватівського родовища Дніпровсько-Донецького нафтогазоносного району, 50°11'55" пн.ш., 34°58'06" сх.д.). Для цього дослідження було відібрано чотири зразки ґрунту, класифіковані, як показано в таблиці 2.5 [170].

Таблиця 2.5 – Класифікація досліджуваних зразків ґрунту за текстурою

Номер зразку	Класифікація ґрунтів	
	Таксономія ґрунтів (WRB ¹)	Клас текстури ґрунту (USDA ²)
№ 1	Камбісол	пісок
№ 2	Лювісол (сірі лісові)	суглинний пісок
№ 3	Чорнозем	супісок
№ 4	Кастанозем	пісок

¹WRB – World Reference Base for Soil Resources; ²USDA – U.S. Department of Agriculture

Зовнішній вигляд цих досліджуваних зразків ґрунту за даними World Reference Base for Soil Resources показано на рисунку 2.4.



а – Камбісол (№ 1); б – Лювісол (№ 2); в – Чорнозем (№3); г – Кастанозем (№ 4)

Рисунок 2.4 – Зовнішній вигляд досліджуваних зразків ґрунту
(<https://www.boku.wzw.tum.de/index.php?id=wrp-pictures>).

Спочатку були визначені їх фізичні параметри: механічна структура (гранулометрія), щільність і пористість.

2.4.2 Фізичні та хімічні властивості ґрунту, що впливають на рух нафти

Відібрані зразки ґрунту відрізнялися за фізичними, фізико-хімічними та хімічними властивостями для дослідження закономірностей геопроникнення нафти. Літературний аналіз цього процесу свідчить про те, що визначають три вектори факторів: параметри ґрунту, нафти та навколишнього середовища. Більш детальне вивчення впливу ґрунтового індикатора на швидкість розподілу нафти дозволить передбачити глибину проникнення нафти та площу забруднення ґрунту внаслідок випадкового розливу. Параметри розливу нафти приймалися такими: розлита нафта вагою 10 тонн утворила на землі пляму діаметром 10 м. Товщина шару розливої нафти була розрахована з урахуванням щільності нафти, що дорівнює 850 кг/м^3 : $\delta = V/S = 11,76 \text{ м}^3 / 78,5 \text{ м}^2 = 0,15 \text{ м}$. В'язкість нафти була встановлена на рівні 10 мПа/с. Гранулометричний склад визначали методом ситового аналізу відповідно до ISO 11277:2009

(<https://www.iso.org/standard/54151.html>). Вміст кожної фракції (A , %) розраховували окремо для всіх зразків за формулою:

$$A = \frac{G_f}{G_1} \cdot 100 \%, \quad (2.4)$$

де G_f – маса певної фракції ґрунту, г;

G_1 – вага середньої проби ґрунту, взятої для аналізу, г.

Зразки № 1 та № 2 містять більшу кількість фракції розміром від 0,10 мм до 0,25 мм (дрібний пісок) – 55,4 % та 54 % відповідно. Зразок № 4 містить фракції з розміром частинок від 0,25 мм до 0,50 мм (переважає середній пісок) – 48,2 % (табл. 2.6).

Таблиця 2.6 – Фізичні параметри досліджуваних зразків ґрунту

Параметр	Одиниця виміру	Номер досліджуваного зразка ґрунту			
		№ 1	№ 2	№ 3	№ 4
Насипна щільність ρ	кг/м ³	1,41 · 10 ³	1,15 · 10 ³	118 · 1,0 ³	1,61 · 10 ³
Пористість n	%	35	55	60	30
Коефіцієнт пористості ε		0,54	1,22	1,50	0,43
Пісок	%	86	83	63	94
Мул	%	13	16	22	6
Глина	%	1	1	15	< 0,01

Щільність зразків ґрунту визначали відомим методом за ISO 11272:2017 (<https://www.iso.org/standard/68255.html>). Щільність ґрунту (г/см³) з похибкою до 0,01 г/см³ розраховували за формулою:

$$\rho = \frac{m_1 - m_0}{V}, \quad (2.5)$$

де m_1 – маса циліндра з висохлим ґрунтом, г;

m_0 – маса порожнього балона, г;

V – об'єм циліндра, см³.

Вимірювання проводили тричі, за результат брали середнє арифметичне значення. Для дослідження мікроструктури зразків ґрунту використовували газоадсорбційний порозиметр Thermo Scientific Surfer. Ґрунти складаються з зерен (пісок, мул, глина) та органічної речовини. Найдрібніші частинки піску та мулу зв'язуються глиною та органічною речовиною в агрегати. Відповідно до сільськогосподарської функції ґрунту, найкраща структура ґрунту має бути структурована, тобто ґрунт повинен містити достатні пори між агрегатами, що дозволяють воді та повітрю надходити в ґрунт і легко дреноувати.

Пористість визначали методом відповідно до ISO 11074:2015 (<https://www.iso.org/standard/59259.html>) як відношення об'єму пор до загального об'єму зразка ґрунту:

$$n = \frac{V_p}{V} = \frac{V_p}{V_p + V_s}, \quad (2.6)$$

де n – пористість, %;

V_p – об'єм пор, м³;

V – загальний об'єм зразка ґрунту, м³;

V_s – об'єм часток в одиниці об'єму ґрунту, м³.

Коефіцієнт пористості ґрунту показує, у скільки разів об'єм пор перевищує об'єм твердої складової (скелета) ґрунту:

$$\varepsilon = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\rho_s - \rho_d}{\rho_d}, \quad (2.7)$$

де ε – коефіцієнт пористості;

ρ_s – щільність часток ґрунту, кг/м³;

ρ_d – щільність сухого ґрунту або скелету ґрунту, кг/м³.

Проникність ґрунту залежить переважно не від загального об'єму пор, а від їх розміру.

2.4.3 Метод оцінки розподілу нафтових вуглеводнів у вертикальному профілі ґрунту

Методика проведення експериментального дослідження якісного та кількісного вмісту вуглеводневих фракцій нафти в забрудненому ґрунті. Загальний вміст (масову частку) НВ визначали за допомогою гравіметричного методу відповідно до ISO 11504: 2017 (<https://www.iso.org/standard/64939.html>). Науковий інтерес становив вертикальний розподіл легких і важких фракцій НВ у ґрунті. Три паралельні проби відбирали у двох площинах (верхній та нижній) після повного проникнення нафти в ґрунт кожного зразка. Для підготовки проби та подальшого аналізу використовували усереднену пробу масою 10 г. Частину ґрунту з НВ поміщали в конічну колбу з плоским дном, для вилучення НВ з ґрунту наливали хлороформ, колбу енергійно струшували і фільтрували через блакитний стрічковий фільтр у маркований стакан під номером один, попередньо зважений. Цю процедуру повторювали кілька разів до повного знебарвлення фільтрату. Хлороформ випарювали і склянку знову зважували. Після цього в колбу з ґрунтом наливали гексан порівняно з хлороформом і проводили аналогічну дію для вилучення з ґрунту неполярних фракцій НВ. Гексан випарювали зі склянки і знову зважували.

Масову частку НВ у масі зразка X , мг/кг, розраховували за формулою:

$$X = \frac{M_2 - M_1}{P} \cdot 10^6, \quad (2.8)$$

де M_2 – маса 2-ї склянки із залишком після екстракції гексану, г;

M_1 – початкова маса 2-ї склянки, г;

P – зважена проба, г.

Результат вимірювання C_x , мг/кг, наведений у вигляді

$$C_x = \bar{X} \pm \Delta, \quad (2.9)$$

де \bar{X} – середня арифметична масова частка НВ у зразку ґрунту, мг/кг;

Δ – характеристика похибки вимірювання при $P = 0,95$, мг/кг.

Газохроматографічний аналіз. Аналіз GC/FID НВ проводили на газовому хроматографі Shimadzu GC-2010, який постачався з автосамплером PAL 5000 і FID-детектором у поєднанні з капілярною колонкою з плавненого кремнезему (30×0,32 мм DB-5 (95 метил-5%-фенілполісілоксан)). Температуру печі було запрограмовано від 40 °С (3 хвилини) до 320 °С зі швидкістю 15 °С/хв. Зразки вводили в режимі без розділення. Температури інжектора і детектора становили 250 і 350°С відповідно. В якості газу-носія використовувався азот з лінійною швидкістю 38 см/с.

2.4.4 Спосіб визначення коефіцієнта нафтопроникності в ґрунті

Для визначення коефіцієнта проникності малопроникних ґрунтів використовували план експерименту. Для визначення швидкості проникнення вуглеводнів через шар ґрунту були проведені порівняльні експерименти для таких систем: нафта – сухий ґрунт та нафта – вологий ґрунт [171, 172]. Експерименти проводилися за однакових умов. Для кожного експерименту використовували чотири зразки ґрунту із зазначеними вище фізичними властивостями (див. таблицю 2.1) вагою 0,5 кг. Дослідженими зразками ґрунту заповнювали вертикальні полівінілхлоридні трубки з внутрішнім діаметром $d = 0,04$ м і висотою $h = 0,5$ м. Зразок нафти відбирали на нафтовому родовищі. Зразок ґрунту попередньо просушували, механічно обробляли до однорідного складу. Відповідно до методики сухий і вологий ґрунт щільно утрамбовували в три трубки для кожного зразка, зверху наливали нафту об'ємом $V = 0,2$ л. Під час фільтрації проби через шар ґрунту для кожного з них визначали швидкість проникнення.

2.5 Методика дослідження біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів

2.5.1 Методика проведення експерименту щодо санітарно-бактеріологічних показників якості ґрунту

Санітарно-показовими мікроорганізмами ґрунту є бактерії групи кишкової палички, ентерококи, *Clostridium perfringens* і термофільні мікроби [173]. За умови повного аналізу встановлюють такі показники: загальну кількість мікробів (ЗМЧ), число бактерій групи кишкових паличок (титр БГКП), титри ентерококів, *C. perfringens* і термофільних мікроорганізмів, загальне число і процент спор, кількість актиноміцетів, грибів, аеробних целюльозних і амоніфікуючих бактерій. До категорії БГКП належать бактерії родини *Enterobacteriaceae*, що об'єднує роди *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*. Це грамнегативні, безспоріві, оксидазонегативні палички, які ферментують глюкозу і лактозу до кислоти й газу за температури 37 °С.

Дослідженню підлягали 3 зразки ґрунту: №№ 1, 2 – ґрунт, забруднений НП, до внесення біодеструктора; № 3 – через 21 добу після внесення біопрепарату «Еконадін». Відбір проб ґрунту проводили у 5 точках забрудненої НП ділянки на глибині 10 см. У стерильну банку брали по 200 г із кожної точки, змішували, відбирали наважку в 30 г і вносили у колбу, що містила 300 см³ стерильної води. Суміш ретельно збовтували протягом 10 хв, потім відстоювали 2–3 хв для осідання грубих частинок. Досліджувані показники визначали за різними методиками (табл. 2.7) [174].

Із отриманої суспензії готували серійні десятикратні розведення від 10⁻¹ до 10⁻⁶ і більше. Проби об'ємом 1 см³ із останніх двох розведень вносили на дно двох стерильних чашок Петрі, які заливали розтопленим й охолодженим до 45 °С м'ясо-пептонним агаром (МПА) об'ємом 15 см³. Після застигання середовища чашки інкубували протягом 48 год за температури 28–30 °С. Із суми колоній, що виростили на двох чашках одного розведення, вираховували середнє арифметичне й визначали ЗМЧ.

Таблиця 2.7 – Методики проведення санітарно-бактеріологічних досліджень

Показник	Назва методики, що застосовувалася
ЗМЧ	Посів ґрунтової суспензії на МПА глибинним методом
Титр БГКП	Прямий посів ґрунтової бовтушки на середовище Ендо та на середовище Кеслера
Перфрінгенс-титр	Посів ґрунтової суспензії на середовище Вільсона-Блера
Кількість термофільних бактерій в 1 г	Поверхневий посів на МПА
Плісєневі гриби	Прямий посів ґрунтової суспензії на середовище Сабуро

Під час визначення титру БГКП застосовували методику прямого посіву на середовище Ендо ґрунтової бовтушки та на середовищі Кеслера. По 1 см³ різних розведень ґрунту засівали у 9 см³ глюкозо-пептонного або лактозо-пептонного середовища. Висів на середовище Ендо робили у зв'язку з розкладом зазначених цукрів до кислоти й газу, темно-червоні колонії, що вирости, мікроскопували, ставили пробу на оксидазу й вираховували титр БГКП.

Титр ентерококів визначали шляхом посіву відповідних розведень на середовище Каліні; перфрінгенс-титр вираховували посівом розведень суспензії на середовище Вільсона-Блера; кількість грибів – на середовище Сабуро, актиноміцетів – на крохмально-аміачний агар. Для визначення титру термофільних бактерій різні розведення суспензії ґрунту вносили у чашки Петрі, заливали розтопленим і охолодженим МПА. Посіви інкубували протягом 24 год за температури 60 °С, підраховували кількість виростилих колоній і виконували перерахунок на 1 г ґрунту.

Оцінку ступеня забруднення ґрунту проводили шляхом визначення загального мікробного числа й кількісного аналізу основних індикаторних мікроорганізмів (табл. 2.8).

Таблиця 2.8 – Санітарно-мікробіологічна оцінка ґрунту

Характеристика ґрунту	ЗМЧ, КУО/г	Титр БГКП	Перфрінгенс-титр	Кількість термофільних бактерій в 1 г
Чистий	$<5 \cdot 10^5$	$\geq 1,0$	$\geq 0,01$	10^2-10^3
Помірно забруднений	$5 \cdot 10^6$	0,9–0,01	0,009–0,0001	10^3-10^5
Сильно забруднений	$>5 \cdot 10^6$	$\leq 0,009$	$\leq 0,00009$	10^5-10^7

2.5.2 Методика визначення швидкості біодеградації нафти

Зразки ґрунту були відібрані з трьох різних ділянок поблизу Бугруватівського родовища Дніпровсько-Донецького нафтогазоносного регіону ($50^{\circ}11'55''$ пн.ш., $34^{\circ}58'06''$ сх.д.), Сумська область, Україна. Забруднення НВ у всіх випадках було наслідком розливу нафти під час аварійних ситуацій. Верхні 20 см ґрунту зібрали стерильним шпателем у стерильні поліетиленові пакети для подальшого транспортування та мікробіологічного аналізу. Зразки зберігали за температури 4°C до подальшої обробки. Експериментальне дослідження проводили за температури 21°C . Тип ґрунтових зразків чорнозем типовий вилужений глибокогумусний крупнозернисто-світло-глинистий.

Фізико-хімічні показники ґрунту наведені в таблиці 2.9 [175].

Використана кінетична модель першого порядку виражається таким чином:

$$C_{\tau} = C_i e^{-k\tau}, \quad (2.10)$$

де C_{τ} – концентрація нафти у ґрунті в момент часу τ , г/кг;

C_i – початкова концентрація нафти у ґрунті, г/кг;

k – константа швидкості першого порядку, дні^{-1} ;

τ – час, дні.

Таблиця 2.9 – Фізико-хімічні властивості зразків ґрунту

Параметр	Одиниця виміру	Незабруднений ґрунт (контроль)	№ 1	№ 2	№ 3
Початковий вміст нафти	%	0	5	10	15
pH		6,6	6,5	6,7	6,9
Вологість	%	26,8	32,7	33,4	38,2
Вміст неорганічного фосфату	мг/кг	189	111	119	99
Вміст нітратів	мг/кг	117	73	68	50
Доступний Калій	мг/кг	172	119	116	98
Органічний вуглець	%	1,00	0,55	0,47	0,32

Модель для оцінювання ступеню деградації нафти – degradation rate (DR) у ґрунті відносно способу оброблення, що застосовувався:

$$DR = \frac{C_i - C_\tau}{C_i} \cdot 100 \%, \quad (2.11)$$

де DR – ступінь деградації нафти, %.

2.5.3 Методика дослідження властивостей дигестату

Вміст сухої речовини визначали шляхом висушування свіжих зразків до постійної маси (24 години за температури 105 °C) і виражали у відсотках від вологої маси. Вміст летких твердих речовин для висушених зразків визначали за втратами при займанні за температури 550 °C протягом п'яти годин (VDI 4630, 2006) [176] і виражали у відсотках від сухої речовини. Суху речовину та леткі тверді речовини вимірювали за допомогою аналітичних вагів (Kern, модель ABS 220-4, Kern & Sohn GmbH, Balingen, Німеччина).

pH вимірювали безпосередньо в зразках сумісного збродження та рідини та розбавляли деіонізованою водою при вимірюванні в твердих речовинах. Тверді зразки струшували протягом 45 хвилин і залишали відстоюватися на 15 хвилин перед вимірюванням pH. Загальний N та амоній-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) вимірювали за методом К'ельда. Для визначення інших елементних мір використовувалися такі методи: загальний P за M.U. 2252:08, загальний K за процедурами EPA 3015A 2007 і EPA 6010C 2007, а мідь і цинк за EPA 3015A 2007 + EPA 6020C 2007 [177].

Розрахунок відновлення маси для кожної обробки ґрунтувався на вимірній масі вхідного спільного дигестату та масі отриманої твердої та рідкої фракцій за допомогою двозначного балансу. Масовий баланс розраховували як відношення маси твердої фракції, отриманої під час обробки, до об'єднаної твердої фракції та рідких фракцій, отриманих під час однієї обробки. На основі цих значень були розраховані індекси простого (Et) розділення для порівняння ефективності обробки при виділенні DM, N, P, K, Cu та Zn. Індекси поділу [178] розраховували на основі розрахованого масового поділу для кожної сепараційної обробки та вимірної концентрації сухої речовини та елементів N, P, K, Cu та Zn (відношення маси розчиненої речовини, перенесеної з сирої суспензії до твердої фракції поділу). Індекс простого поділу (Et) дозволив порівняти розділення сухої речовини, N, P, K, Cu та Zn [179, 180].

Досліджувані проби відібрано на біогазовому комплексі. Зразки відбирали стерильним шпателем у стерильні поліетиленові пакети для подальшого транспортування та дослідження. Зразки зберігали за температури 4 °C до подальшої обробки. Експериментальне дослідження проводили за температури 21 °C. Субстратом для збродження з подальшим утворенням біогазу та дигестату був курячий послід та комплекс відходів переробки курчат-бройлерів.

Проведено аналітичну роботу із зразками твердої та рідкої фракцій відходів після процесів бродіння в біогазовому реакторі. Визначення вологості та сухого залишку проводили згідно з ДСТУ 13040; зола за ДСТУ 13039; pH за ДСТУ 13037; загальна масова частка азоту та масова частка азоту амонійного

згідно з ДСТУ 7911; загальний фосфор згідно з ДСТУ ISO 5316; загальний калій за ДСТУ 7949; загальний вуглець згідно з ДСТУ 4289.

Вологість проб дигестату визначали за стандартними методиками згідно з ДСТУ Б В.2.1–17: 2009 та ДСТУ ISO 11465–2001. Як рекомендовано методикою, оброблені зразки зважували відповідно до вимог щодо похибки вимірювань, яка не повинна перевищувати 0,5–0,7 %. Зразки відбирали у трьох примірниках для забезпечення статистичної значущості результатів вимірювань.

Вологість дигестату W , %, розраховували за формулою:

$$W = \frac{(m_1 - m_2)}{m_1} \cdot 100\%, \quad (2.12)$$

де m_1 – маса вологого дигестату, г;

m_2 – маса висушеного дигестату в печі, г.

Якість дигестату залежить також від техніки попередньої обробки. Фізичний метод може застосовуватися при різних типах впливу: механічний (фрезерні, шліфувальні машини), термічний (рідка гаряча вода), опромінення (мікрохвильова піч, ультразвук, гамма-випромінювання, електронне випромінювання), перемішування та енергійний зсув при зниженні тиску. Хімічний метод передбачає додавання лужних і кислотних речовин, окиснення пероксидами, використання озону. Ці технології впливають на структуру субстрату та ступінь його розкладання, що в кінцевому підсумку визначає ефективність процесу зброджування та мінералізацію поживних речовин.

На якість дигестату спостерігали різну дію таких видів попередніх обробок, як: температура, тиск, ультразвук, мікрохвильове, ультрафіолетове та гамма-випромінювання, додавання кількох розчинів лугів і кислот аж до застосування різних електричних напруг. Отримані результати показали позитивний вплив на виробництво метану, яке може збільшуватися до двох порядків. Ці результати чітко вказують на те, що ці види попереднього оброблення можуть також мати сильний вплив на відносну кількість N і P у дигестаті з різних біогазових реакторів.

2.6 Методика обробки результатів експериментальних досліджень та оцінка похибок вимірювань

Дані аналізували за допомогою програмної системи аналізу даних Statistica, версія 13.0.0.0 (TIBCO Software Inc., 2017). Статистична значущість даних НВ з експериментів була оцінена за допомогою дисперсійного аналізу (ANOVA). Рівняння регресії залежного від часу проникнення через матрицю ґрунту з коефіцієнтом детермінації були отримані з ANOVA регресійної моделі. Тест кореляції та коваріації (Stata Software, StataCorp Stata 14.2) був використаний для визначення кореляції між пористістю ґрунту та міграцією нафти при рівні ймовірності $P \leq 0,05$.

Обладнання було відкалібровано відповідно до специфікацій виробника, а методи були підтримані поточною програмою QA/QC. План QA/QC був розроблений як інструмент управління ризиками та внутрішній контрольний список, який забезпечував обґрунтовану документацію щодо екологічних та інженерних характеристик продукту [181].

Висновки та узагальнення до розділу 2

У розділі 2 «Методи й методика системного аналізу об'єкту дослідження» одержано такі результати:

1. Наведено загальну схему системного аналізу для вирішення поставлених задач дослідження, зокрема визначено систему «процес нафтовидобування – вплив на навколишнє середовище – комплекс превентивних заходів», що дозволяє управляти екологічною безпекою нафтовидобувних територій. Методика та методи проведення системного аналізу зорієнтовані на застосування математичного моделювання, оцінювання екологічного ризику для підвищення ефективності ліквідації та локалізації аварійних ситуацій.

2. Проаналізовано об'єкт дослідження та надано характеристики досліджуваним родовищам, зразкам бурового шламу, бурового розчину та центрифуги.

3. Обґрунтовано методику дослідження поводження з БСВ та БШ, зокрема методики дослідження: технології очищення БСВ, ефективності осушення БШ, екологічної безпеки БШ, фільтрації нафти через ґрунт.

4. Встановлено, що методика дослідження біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів ґрунтується на визначенні санітарно-бактеріологічних показників якості забрудненого ґрунту, складу та властивостей біостимулятора, швидкості біодеградації нафти.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [157, 161, 163, 166, 170, 174, 175, 181].

РОЗДІЛ 3

МЕТОДОЛОГІЯ СИСТЕМНОГО ПІДХОДУ ДО ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІД ЧАС ВИДОБУВАННЯ НАФТИ

3.1 Науково-методологічні підходи до оцінювання безпеки процесу видобування нафти як складної технічної системи

Відповідно до моніторингу методології аналізу ризиків під час експлуатації небезпечних промислових об'єктів, варто зазначити, що проблема врахування нестационарності технологічних процесів для вирішення завдань управління мінімізацією ризиків у нафтогазовому комплексі ніколи раніше не розглядалася. Застосовувані технології моніторингу ризик-менеджменту під час експлуатації не враховують постійно мінливу нестационарність виробничих процесів та їх системних взаємозв'язків.

На першому етапі аналізу ризиків, згідно з моделями «дерева відмов» та «дерева подій», відомих як «Розгерметизація технологічного обладнання» та «Вибух у модулі опалення», існують фактори, які обумовлюють нестационарність технологічних процесів через зовнішні та внутрішні причини експлуатації технологічного обладнання.

Другим етапом моделі «дерева відмов» є вихід з ладу елементів технологічного обладнання у вигляді розгерметизації з виходом продукту з апарату, що призводить до виливання, випаровування, перетворення вогню за сценаріями, які розглядаються з використанням подальше побудованих моделей «дерев подій».

Для побудови «дерева відмов» технологічних установок з урахуванням нестационарності рекомендується з точки зору алгоритмізації така послідовність [58]:

- кількісна оцінка нестационарних показників, що належать до засобів індивідуального захисту;
- побудова кореляційних матриць впливу ушкоджуючих факторів на ступінь синергетичного ризику;
- кореляційний аналіз частоти надзвичайних ситуацій за величиною когерентності та інтервалом кореляції надзвичайних подій;
- побудова моделей «дерева відмов».

Вимоги до побудови формалізованих моделей «дерева подій» з урахуванням нестационарності ризиків:

- збір даних та статистичний аналіз надзвичайних ситуацій, що виникли;
- облік та аналіз нестационарності вибухо- і пожежонебезпеки та токсичності горючих речовин;
- аналіз умов послідовності сценаріїв розвитку надзвичайної події;
- оцінка періодичності виконання умов розвитку надзвичайних ситуацій;
- визначення структури «дерева подій» на основі розрахунку ймовірнісних оцінок за сценаріями розвитку аварій;
- визначення регламенту технічних та організаційних рішень локалізації та ліквідації надзвичайних ситуацій.

3.1.1 Методологія детермінованої та ймовірнісної оцінки безпеки

У сфері моделювання та оцінки безпеки (ризик) потенційно небезпечних об'єктів і виробництв існує два підходи, які розроблені та застосовуються у світі. Вони відомі як детермінований (нульовий ризик) та ймовірнісний (не нульовий ризик) підходи, які сприяли розширенню уявлень про відносність безпеки та виникнення концепції «прийнятного» ризику. Детермінований метод оцінки ризику забезпечує єдину точкову оцінку ризику в об'єкті, що викликає занепокоєння, тоді як ймовірнісний метод оцінки ризику генерує діапазон значень із функцій розподілу ймовірностей [182].

Недоліки цих методів усуваються шляхом розроблення та застосування активних підходів до аналізу та оцінки безпеки, які включають логіко-ймовірнісний метод встановлення ймовірності інцидентів.

Якщо можна описати властивості, передумови і зв'язки у вигляді порівнянних параметрів і функцій, то міру впевненості настання інциденту можна отримати у вигляді точної міри – міри необхідності. Якщо вихідні дані подати у вигляді випадкових величин і процесів з одночасно ідентифікованим повним набором усіх передумов та їх взаємозв'язків, а також урахувати умови для всіх випадкових величин (що на практиці недосяжно), то міра впевненості інциденту може бути отримана у вигляді ймовірнісної міри. Якщо вихідні дані про системи розпливчасті і неточні (що часто трапляється на практиці), то міру впевненості настання інциденту можна отримати у вигляді можливого заходу.

Побудова повної групи джерел і приймачів, факторів небезпеки і каналів є загальними для методології детермінованої та ймовірнісної оцінки безпеки. Для детермінованої методології оцінки безпеки характерні такі умови, як аналіз неповної групи за обраними «визначальними» елементами, метод екстремальних показників та екстремальних ситуацій та методи вирішення максимальної проєктної ситуації. Методологія ймовірнісної оцінки безпеки передбачає побудову логічної моделі найбільш небажаного результату на основі логічної моделі відмови потенційно небезпечного об'єкта (визначальних подій); визначення ймовірнісної моделі найбільш небажаного результату за формами та правилами переходу; обчислення значень міри ймовірності найбільш небажаного результату [182].

Результатом першої методології є проєкт безпечної складної технічної системи з обраними екстремальними показниками щодо найбільш небажаного результату. Результатом другої методики є проєктування безпечної складної технічної системи з урахуванням визначених значень з'єднань; частота або гіпотетичне обґрунтування ризику пошкодження та стратегія балансу показників «ефективність – безпека – вартість».

Ці підходи мають певні недоліки, які можна описати таким чином:

1. Активна відмова об'єкту та дані для обґрунтування характеристик гіпотетичних функцій ймовірності не є динамічними функціями.

2. Виникають труднощі у визначенні та описі повної групи ситуацій у системі, і, як наслідок, оцінка екстремальних ситуацій (максимальних проєктних аварій) може бути неповною та/або недостатньо надійною.

3. Визнається неминучість наявності приблизних та/або недостовірних даних про об'єкт, нерегульованих факторів та їх поширення, проте відсутні методи, що дозволяють:

- а) врахувати недостовірну інформацію;
- б) розрахувати показники безпеки та ризику.

4. Немає загальних моделей для групи показників «ефективність – безпека – вартість» для визначення «прийняттого» ризику та/або визначення їх оптимального балансу.

5. Неможливість у рамках цих підходів нестатичного знаходження мір визначеності (невизначеності) виникнення інциденту та найбільш небажаного результату в системі.

Перспективним підходом до оцінки ризику може бути модифікований метод детермінованої оцінки ризику, що використовує індекси ризику (індекс стану I), а також методи нечіткої логіки для поєднання вихідної кількісної та якісної (експертної) інформації про стан потенційно небезпечного об'єкта. Ця методологія відповідає рекомендаціям ІЕС 31010: 2019. «Управління ризиками – методи оцінки ризиків. NEQ» [183] На практиці детерміновані оцінки стану представляли у вигляді індексів ризику та використовували як дані для оцінки ймовірності аварій та розроблення імовірнісної методології оцінки ризику. Досліджена база даних, отримана в результаті експертиз і перевірок, а також збору результатів експертних оцінок, є основним джерелом інформації для процедури оцінки ймовірності виникнення надзвичайної ситуації. Запропонований метод передбачає поєднання вихідної кількісної та якісної (експертної) інформації про різні пошкодження.

3.1.2 Методологія процесу оцінювання ризику

Існують різні підходи до оцінки ризиків, задекларовані в нормативних документах на рівні окремих країн (США) та Європейського Союзу, також існують міжнародні стандарти та рекомендації щодо визначення ступеня безпеки технологічних об'єктів для навколишнього середовища. На рисунку 3.1 показані методи оцінки ризику для довкілля та населення після розливів.

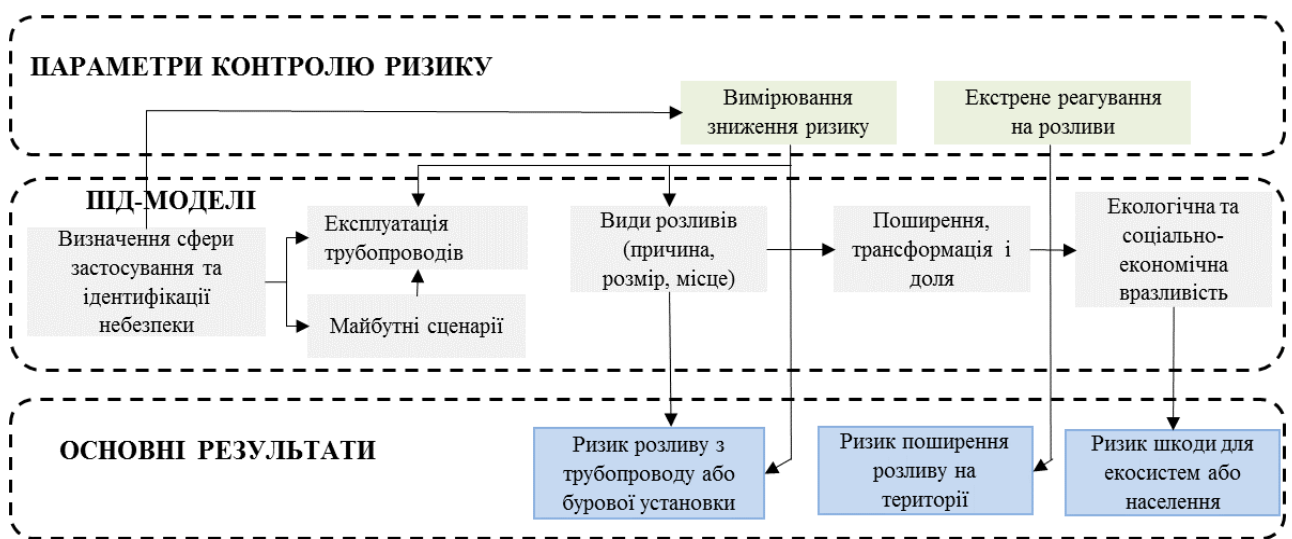


Рисунок 3.1 – Інтегровані методи аналізу стратегічного ризику

Оцінка ризиків та управління ними включають такі кроки:

1. Опис проєкту.
2. Ідентифікація небезпеки.
3. Виявлення наслідків.
4. Масштаби наслідків.
5. Імовірність наслідків.
6. Управління ризиками.

У функціональній схемі методології аналізу ризиків (рис. 3.2) відмінною рисою у порівнянні з уже відомими схемами є наявність модуля визначення показника відносного ризику, що дозволяє врахувати зміну часу в умовах виникнення і розвитку надзвичайних ситуацій, а також модуль контролю

мінімізації ризику, що дозволяє керувати прийнятною величиною ризику за кількісним критерієм раннього розпізнавання передаварійної ситуації [184]. Системна оцінка ризику, як і оцінка збитків від впливу, є складною ієрархічною системою з нестационарними технологічними процесами, що відбуваються на різних етапах реалізації проєктних рішень у різні проміжки часу [185].



Рисунок 3.2 – Функціональна схема побудови системи аналізу «абсолютного» ризику

Оцінка впливу надзвичайних ситуацій спеціально визначається так само, як і для безаварійних. Ураховуючи тривалість аварії, визначається динаміка зменшення впливу, а в разі кумулятивного впливу – середні значення. Оцінка ґрунтується на визначенні комплексного впливу та його значущості, розробленні пропозицій щодо стратегії ліквідації аварії.

Для більшості оцінок впливу на навколишнє природне середовище важко визначити кількісно зміну навколишнього середовища. Розроблена методологія є напівкількісною, оцінка на основі балів наведена нижче. Значення антропогенних порушень природного середовища на всіх рівнях оцінюється за такими параметрами: просторовий масштаб; шкала часу; та інтенсивність. Для комплексної оцінки впливу на природне середовище використовували мультиплікативну (множинну) методику розрахунку, на відміну від адитивної (додавання), прийнятої для соціальної сфери.

Визначення просторового масштабу впливів здійснювали на основі аналізу технічних рішень, математичного моделювання та на підставі експертних оцінок.

Локальний вплив – дії, що впливають на компоненти природного середовища, обмежені рамками території (акваторії) безпосереднього розміщення об'єкта або трохи перевищують його за площею (до 1 км²), впливає на елементарні природно-територіальні комплекси на суші на рівні фацій або урочищ.

Обмежений вплив – дії, що впливають на компоненти природного середовища на території (акваторії) до 10 км², що впливають на природно-територіальні комплекси на суші на рівні груп урочищ або місцевості.

Місцевий (територіальний) вплив – дії, що впливають на компоненти природного середовища на території (акваторії) до 100 км², що впливають на природно-територіальні комплекси на суші на рівні ландшафту.

Регіональний вплив – дії, що впливають на компоненти природного середовища в регіональному масштабі на території (акваторії) понад 100 км², що

впливають на природно-територіальні комплекси на суші на рівні ландшафтних округів або провінції.

Визначення часового масштабного впливу на окремі компоненти природного середовища визначали на підставі технічного аналізу, аналітичних (модельних) оцінок та експертних оцінок.

Короткочасний вплив – дія, що спостерігається обмежений період часу (наприклад, в ході будівництва, буріння або виведення з експлуатації), але як правило, що припиняється після завершення робочої операції, тривалість не перевищує один сезон (допускається 3 місяці).

Вплив середньої тривалості – дія, яка проявляється протягом одного сезону (3 місяці) до 1 року.

Тривалий вплив – дія, що спостерігається тривалий період часу (більше 1 року, але менше 3 років) і зазвичай охоплює період будівництва запроєктованого об'єкта.

Багаторічний (постійний) вплив – дії, що спостерігаються від 3 до 5 років і більше (наприклад, шум від експлуатації), і які можуть бути швидше періодичними або повторюваними (наприклад, дії в результаті щорічних робіт з технічного обслуговування). В основному відноситься до періоду, коли досягається проектна потужність.

Шкала інтенсивності визначається на основі екологічно-токсикологічних даних.

Незначна дія – зміни у природному середовищі не перевищують існуючі межі природної мінливості.

Слабка дія – зміни в природному середовищі перевищують межі природної мінливості. Природне середовище повністю самовідновлюється.

Помірна дія – зміни в природному середовищі, що перевищують межі природної мінливості, призводять до порушення окремих компонентів природного середовища. Природне середовище зберігає здатність до самовідновлення.

Сильний вплив – зміни у природному середовищі призводять до значних порушень компонентів природного середовища та/або екосистем. Окремі компоненти природного середовища втрачають здатність до самовідновлення.

Комплексна (інтегральна) оцінка впливу на окремі компоненти природного середовища від різних джерел впливу. Комплексне оцінювання – це багатоступінчастий процес [81].

Етап 1. Для визначення комплексного впливу на окремі компоненти природного середовища необхідно використовувати таблиці з критеріями впливу.

Комплексний бал визначається за формулою.

$$Q_{integr}^i = Q_i^t \cdot Q_i^s \cdot Q_i^j, \quad (3.1)$$

де Q_{integr}^i – комплексна оцінка для даного впливу;

Q_i^t – оцінка часового впливу на i -ий компонент природного середовища;

Q_i^s – оцінка просторового впливу на i -ий компонент природного середовища;

Q_i^j – оцінка інтенсивності впливу на i -ий компонент природного середовища.

Етап 2. Категорія значущості визначається діапазоном значень залежно від балу, отриманого за рахунок розрахунку комплексної оцінки.

Для оцінки ризику широко використовується різне програмне забезпечення, як це зазначено в таблиці Ж.1 додатку Ж, враховуючи три етапи оцінки ризику.

3.2 Методологія моделювання безпеки системи із застосуванням нечіткої логіки

Оцінювання екологічного та технологічного ризиків процесу видобування нафти передбачає встановлення системи індексів, які будуть підлягати експертному оцінюванню. Кінцева мета оцінювання безпеки системи полягає у

визначенні рівня екологічної безпеки від реалізації такого проєкту для навколишнього природного середовища.

Характеристика ризиків у процесі видобування нафти зводиться до ідентифікації ризиків під час буріння нафтових свердловин та безпосередньо видобування і первинного транспортування нафти. Ризики такого комплексного проєкту, у якому взаємодіють кілька підсистем (інженерно-технологічна, екологічна та соціальна), можна охарактеризувати як імовірність виникнення специфічних небезпечних подій та непередбачуваних наслідків. Отже, ризик має такі основні ознаки: відмінність; серйозність; різноманітність; приховування; мінливість.

Встановлення системи індексів оцінки ризиків проєкту з видобування нафти має комплексний характер та потребує застосування системного підходу. Відповідно до особливостей ризиків у проєкті з буріння свердловини для видобування нафти та первинного її транспортування, та мети, яку необхідно досягти, фактор ризиків буде розбитий на різні складові елементи, потім він буде стратифікований, згрупований та об'єднаний відповідно до взаємодії та відношення членства між факторами задля формування ієрархії системи індикаторів. Взявши за основу дослідження [186] елементи в індексах першого рівня поставимо у домінування для попередньої позиції. Зважаючи на багатогранність та багатоаспектність досліджуваного проєкту, побудована відповідна система індексів оцінювання ризиків, яка наведена в таблиці 3.1.

Усі індекси ризиків у першому рівні проєкту з буріння свердловини для видобування нафти та первинного її транспортування отримані шляхом узагальнення факторів ризику, які стосуються восьми аспектів. І потім кожен індекс фактора в першому шарі розкладається на кілька відповідних факторних індексів у другому шарі. Цей інтегрований процес досягається шляхом використання методу нечіткої комплексної оцінки, а квантування ризику індексу факторів у кожному базовому шарі, як правило, дається фахівцями з управління ризиками буріння на основі їхнього досвіду та знань [187].

Таблиця 3.1 – Система індексів оцінювання ризиків проєкту з видобування нафти

Система індексів оцінювання ризиків проєкту U_i	Система індикаторів оцінювання ризиків проєкту U_{ij}
Природний фактор U_1	Геологічний фактор U_{11} Геодезичний фактор U_{12} Метеорологічний фактор U_{13} Хімічний фактор (сірководень) U_{14}
Екологічний фактор U_2	Ступінь забруднення АП викидами U_{21} Ступінь забруднення поверхневих та підземних вод рідкими відходами та стоками U_{22} Ступінь забруднення ґрунту буровими відходами та нафтою U_{23} Ступінь негативного впливу на біоту U_{24}
Технологічний фактор U_3	Стійкість свердловини U_{31} Властивість бурового розчину U_{32} Момент крутіння і тертя U_{33} Якість цементування U_{34} Якість трубопроводу U_{35}
Частота надзвичайних ситуацій U_4	Частота аварій бурового обладнання U_{41} Частота аварій допоміжного обладнання U_{42} Частота аварій на трубопроводах U_{43} Частота особистих нещасних випадків U_{44}
Наслідки надзвичайних ситуацій U_5	Ступінь руйнування бурового обладнання U_{51} Ступінь руйнування допоміжного обладнання U_{52} Ступінь руйнування трубопроводів U_{53} Тяжкість та кількість нещасних випадків U_{54} Збитки для навколишнього середовища U_{55}
Фактор превентивних заходів та оперативного реагування U_6	План ліквідації аварійних ситуацій (ПЛАС) U_{61} Кількість персоналу швидкої допомоги U_{62} Обладнання швидкої допомоги U_{63} Відстань до сусідніх бригад швидкої допомоги U_{64}
Фактор менеджменту U_7	Організація управління U_{71} Політика управління та реалізація U_{72} Керівний персонал U_{73} Навчання ризику U_{74}
Економічний фактор U_8	Витрати на навчання ризику U_{81} Витрати на превентивні заходи ризику U_{82} Витрати на промислові та технічні заходи U_{83} Витрати на страхування праці U_{84}

Оскільки ризики мають багато властивостей і на них легко впливають різні фактори під час оцінювання ризику проєкту, усі відповідні фактори повинні бути всебічно враховані, коли оцінюємо ступінь ризику проєкту та приймаємо рішення щодо цього питання. Розмір факторів ризику, які існують, зазвичай важко визначити. Важко уніфікувати, щоб отримати чітко яскраву лінію кордону, і нелегко точно судити про фактори ризику. Тому, коли проводимо оцінювання ризику, необхідно використовувати деякі кількісні методи для опису нечітких понять, щоб нечіткі поняття стали відносно впевненими.

Для вирішення завдання визначення безпеки процесу видобування нафти та подальших операцій з видобутою сировиною доцільно використовувати нечітку нейронну гібридну мережу, яка зазвичай складається з чотирьох шарів: шару фазифікації вхідних змінних, шару фазифікації вхідних змінних, агрегація значень активації умови, рівень агрегації нечітких правил і вихідний рівень. У цьому випадку нечітка нейронна мережа працює стандартним чином на основі дійсних чисел. Нечіткою є лише інтерпретація результатів. Нечітка нейронна гібридна мережа – це нейронна мережа з чіткими сигналами, вагами та функцією активації, але з комбінацією x , w і p^2 за допомогою t -норми, t -конорми або деяких інших безперервних операцій. Входи, виходи та ваги нечіткої нейронної мережі є дійсними числами, що належать сегменту $[0, 1]$. Нечіткою нейронною мережею зазвичай називають чітку нейронну мережу, яка побудована на основі багаторівневої архітектури з використанням нейронів «І», «АБО».

Основна ідея оцінки ризику за допомогою нечіткого комплексного методу оцінки полягає в тому, щоб синтетично розглянути вплив усіх факторів ризику, встановити вагу, диференціювати ступінь важливості кожного фактора, описати нечіткі межі різних факторів за членством, і побудувати нечітку оціночну матрицю. За допомогою багаторівневої складної операції ми розраховуємо різний ступінь ймовірності рівня ризику, при якому високий ступінь ймовірності є остаточно визначеним значенням. Нарешті визначаємо рівень об'єкта оцінки.

1. Визначення факторів і ваги ризику. Ймовірно, набір факторів ризику становить $U = \{U_1, U_2, \dots, U_n\}$, U_i ($i = 1, 2, \dots, n$) – це перший i -ий фактор першого

рівня (найвищого рівня ризику), а також визначаються деякі фактори ризиків другого рівня, тобто $U_i = \{U_{i1}, U_{i2}, \dots, U_{im}\}$, серед яких U_{ij} ($j = 1, 2, \dots, m$) є фактором ризику другого рівня. Для визначення ваги індексів використовується метод аналізу ієрархій (МАІ), тобто математичний інструмент системного підходу до вирішення складних проблем прийняття рішень із використанням математики та психології. Відповідна вага надається на основі важливості різних факторів ризику на кожному рівні. Ваговий набір ризиків на першому рівні визначається як $A = \{a_1, a_2, \dots, a_n\}$, а a_i ($i = 1, 2, \dots, n$) – це U_i у частці U , серед яких $\sum a_i = 1$ ($i = 1, 2, \dots, n$). Ваговий набір ризиків на другому рівні визначається як $W = \{w_{i1}, w_{i2}, \dots, w_{im}\}$, а w_{ij} ($j = 1, 2, \dots, m$) – це вага першого j фактора U_{ij} вирішального фактора U_i на другому рівні, серед якого $\sum w_{ij} = 1$ ($j = 1, 2, \dots, m$).

2. Перегляд ваги індексів ризику проекту. Після обробки методом МАІ матриця ваги виглядає наступним чином, тоді як A_{ij} – це вагомість i ступінь важливості, які отримуються після того, як перший i -ий експерт оцінить перший j -ий індекс і використовує метод МАІ для роботи. У наступній матриці m означає кількість експертів, а n – кількість індексів.

$$A = \begin{bmatrix} A_{11} & A_{12} & \dots & A_{1n} \\ A_{21} & A_{22} & \dots & A_{2n} \\ \dots & \dots & A_{ij} & \dots \\ A_{m1} & A_{m2} & \dots & A_{mn} \end{bmatrix}$$

Для оцінки ступеня дисперсії ваги матриці від експертів необхідно розрахувати коефіцієнт подібності між ваговими коефіцієнтами, таким чином складається матриця коефіцієнтів подібності. Коефіцієнт подібності та матриця подібності R визначаються як:

$$R_{ij} = 1 - \sqrt{\left(\frac{1}{n}\right) \sum_{k=1}^n (A_{ik} - A_{jk})^2}$$

$$R_{ij} = \begin{bmatrix} R_{11} & R_{12} & \dots & R_{1n} \\ R_{21} & R_{22} & \dots & R_{2n} \\ \dots & \dots & R_{ij} & \dots \\ R_{m1} & R_{m2} & \dots & R_{mn} \end{bmatrix},$$

де R_{ij} відноситься до ступеня подібності вагових результатів між експертами i та j при оцінці першого k -го пункту.

Відомо за наведеною вище формулою, чим менше R_{ij} , тим менше подібність. Крім того, n відноситься до розмірності ваги індексу, яка також є кількістю індексів оцінки.

3. Створення набору оцінок. Незалежно від того, скільки рівнів факторів міститься, набір оцінок має лише одиницю. Набір оцінок застосовний до факторів ризику та факторів, на які впливає ризик. Оцінювальні контрольні показники, надані набором оцінок, можуть бути виражені як $V = \{v_1, v_2, \dots, v_p\}$, де v_k ($k = 1, 2, \dots, p$) – це перший k -ий можливий результат загальної оцінки.

4. Створення дворівневої матриці нечіткої оцінки. Група оцінки ризиків, що складається з експертів або керівників, оцінює поточний стан ризику відповідно до заданого контрольного показника оцінки. Ця оцінка є нечітким відображенням. Навіть для одного і того ж проекту оцінювання результати оцінювання можуть бути виражені лише розміром ступеню можливості першої j -ої шкали оцінки за першим i -им фактором, оскільки для різних оцінок можуть бути призначені різні оцінювачі. Цей ступінь можливості називається ступенем членства, позначається r_{ij} .

r_{ij} визначається як кількість експертів, які складають першу шкалу оцінки j за першим i -им фактором / загальна кількість експертів, які беруть участь в оцінці, таким чином, нечітка матриця оцінки визначається як:

$$r_{ij} = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} \\ \dots & \dots & r_{ij} & \dots \\ r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} \end{bmatrix}$$

5. Нечітка комплексна оцінка. Відповідно до нечіткої матриці оцінювання, набір нечітких комплексних оцінок є:

$$B = A \cdot R_{ij} = (a_1, a_2, \dots, a_n) \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} \\ \dots & \dots & r_{ij} & \dots \\ r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} \end{bmatrix} = (b_1, b_2, \dots, b_n).$$

Ймовірність виникнення ризиків проєкту: $P_f = B \cdot V^T = (b_1, b_2, \dots, b_n)(V_1, V_2, \dots, V_n)^T$.

Серед яких, b_i ($i = 1, 2, \dots, n$) означає ступінь належності першого i -го фактора щодо набору оцінок, коли ми виконуємо комплексне оцінювання об'єктів оцінки, що складається з факторів ризику.

6. Визначення розміру ризику методом рівної кривої ризику. Виявлені ризику поділяються на низький, середній і високий клас на основі методу кривої рівного ризику. Загалом, низький ризик означає лише незначний вплив на ціль проєкту, а ймовірність виникнення також мала (менше 0,3). Середній ризик означає, що ймовірність настання велика (від 0,3 до 0,7) і ризик впливає на досягнення об'єкта проєкту. Високий ризик означає, що ймовірність настання більша (0,7 і вище) і це дуже негативно впливає на досягнення проєкту [188].

3.3 Теоретичні основи моделювання біоремедіації нафтозабруднених об'єктів

Таксономічну класифікацію та огляд метаболічних шляхів трансформації нафтових сполук проводили за допомогою електронних баз даних KEGG (Киотська енциклопедія генів і геномів), MetaCyc та бази даних EzTaxon. Морфологію, фізіологію, умови культивування та зростання, ізоляцію, відбір проб та інформацію про навколишнє середовище, застосування та взаємодію мікроорганізмів, що розкладаються нафтою, вивчали за допомогою бази даних BacDive про бактеріальне різноманіття [189].

Прогнозування та інтерактивна візуалізація геномних острівців (ГО, області ймовірного горизонтального походження) у бактеріальних геномах здійснювалися за допомогою широко використовуваного веб-сервера IslandViewer 4 (<http://www.pathogenomics.sfu.ca/islandviewer/>). ГО непропорційно кодують фактори, які підвищують адаптивність і конкурентоспроможність мікроорганізма в певній ніші, включаючи фактори вірулентності та інші медичні або екологічно важливі адаптації [190].

Дослідження каталітичної активності мікробних спільнот, залучених до деградації стійких ПАВ в забруднених місцях, проводилося з використанням стендів MAGICSPAN для молекулярних підходів і метагеномних досліджень для очищення поліароматичних вуглеводнів (<http://aromadeg.siona.helmholtz-h-h>). MAGICSPAN є загальнодоступною базою даних про ключові катаболічні ферменти, що дозволяє отримати достовірну систему реакцій та ферментів, які беруть участь в аеробній ароматичній деградації. MetaCyc (<https://MetaCyc.org>) – куратор бази даних експериментально виявлених шляхів метаболізму всіх сфер життя. MetaCyc містить шляхи, пов'язані як з первинним, так і з вторинним метаболізмом, а також метаболіти, реакції, ферменти та гени [191].

Дослідження було предметом метаболічних шляхів деградації ароматичних вуглеводнів специфічними бактеріями з визначенням значущих ферментів, що відповідають за ефективність цього процесу. Для досягнення цієї мети була використана база даних KEGG (<https://www.kegg.jp/kegg/pathway.html#xenobiotics>).

KEGG – це комп'ютерне уявлення біологічної системи, що складається з молекулярних будівельних блоків генів і білків (геномна інформація) та хімічних речовин (хімічна інформація), які об'єднані зі знаннями про молекулярні схеми взаємодії, реакції та взаємовідносини (системна інформація) і підвищення швидкості біохімічної реакції [192].

Таким чином, можливі різні співвідношення видів і родів в асоціації чи консорціумі як комплексу специфічних еколого-трофічних груп мікроорганізмів.

3.4 Методологія моделювання процесу геофільтрації нафти

3.4.1 Фізична модель процесу

Розглядаючи кінетичні закономірності геофільтрації НП через ґрунт, доцільно виділити три групи факторів впливу: параметри ґрунту, нафти та

зовнішнього середовища. Деталізація кожного з них, дещо модифікована, враховуючи процеси дифузії, адсорбції, фільтрації та трансформації речовин [3], відображена у таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Формалізація груп факторів впливу на процес геофільтрації нафти

Показники ґрунту	Властивості нафти	Параметри зовнішнього середовища
Пористість, n Проникність, k Щільність, ρ_r Вологість, W Гранулометричний склад, q Розмір фракцій, r	В'язкість, μ Густина, ρ_n Концентрація, C Температура, T_n Тиск, P_n Вміст легких фракцій, θ_l Вміст важких фракцій, θ_v Вміст неорганічних сполук, χ .	Температура, T_c Тиск, P_c Відносна вологість, φ Кількість опадів, w Нахил рельєфу місцевості, ψ
Інтегральні параметри		
$G(t) = f(m, k, \rho_r, W, q, r)$	$H(t) = f(\mu, \rho_n, C, T_n, P_n, \theta_l, \theta_v, \chi)$	$S(t) = f(T_c, P_c, \varphi, w, \psi)$

Для зазначених вище процесів важливу роль відіграють ті параметри ґрунту, які сприяють або навпаки перешкоджають радіальній і латеральній міграції НП. Приміром, у пористому, малощільному, зволоженому ґрунті з переважаючою часткою крупних фракцій, що класифікуються як пісок крупний і гравій дрібний, адсорбція НП практично відсутня, проте створені всі необхідні умови для фільтрації у нижні горизонти.

У таблиці 3.2 надані узагальнені вектори факторів, однак для окремих процесів, що протікають при надходженні НП до ґрунту, вони відрізняються, тому вводимо інтегровані вектори. Графічне відображення вхідних та вихідних потоків на кожному етапі геофільтрації та супутніх фізико-хімічних процесів відображено на рисунку 3.3.

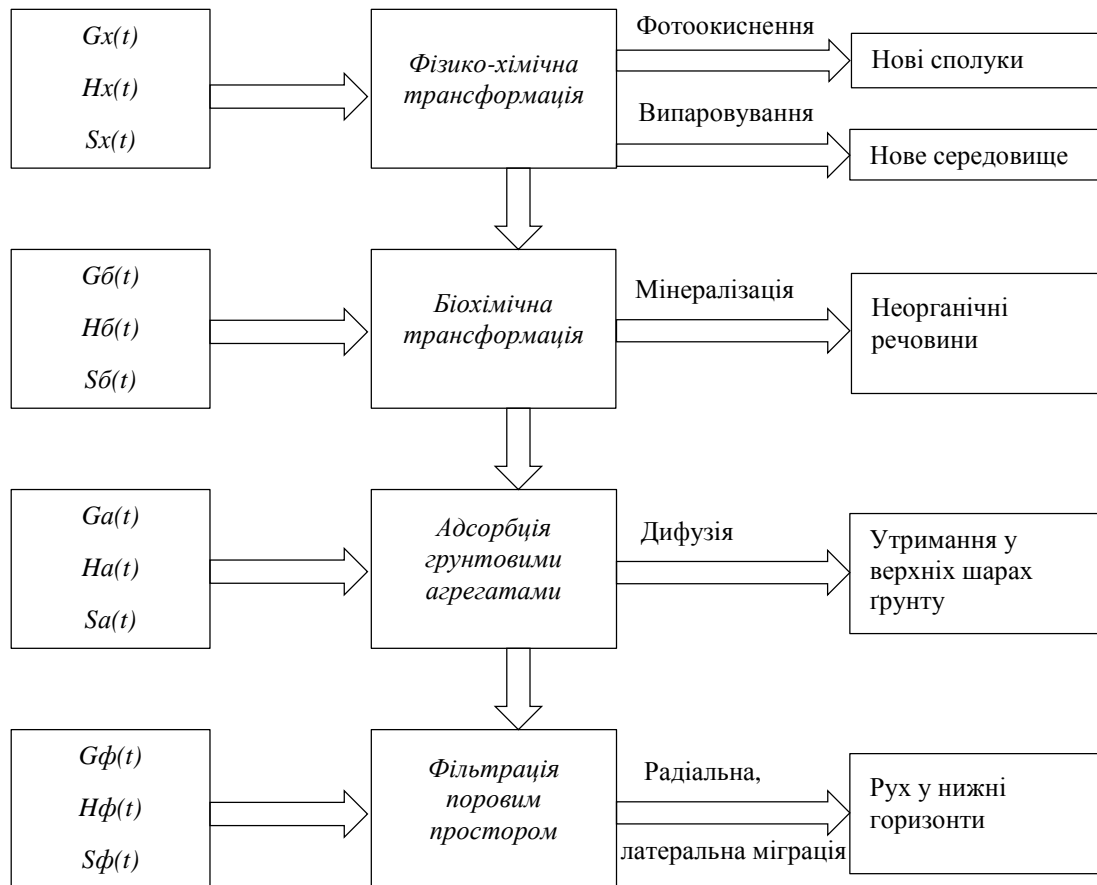


Рисунок 3.3 – Систематизація вхідних та вихідних потоків процесу геофільтрації нафти [3]

Схема, відображена на рисунку 3.3, є основою для подальшого математичного моделювання процесу геофільтрації нафти.

3.4.2 Математична модель процесу

Під час моделювання процесу фільтрації нафти функції нафтопровідності, нафтоємності та нафтопроникності ґрунту використовуються подібно до теплових процесів, де використовуються функції теплопровідності та теплоємності, під час моделювання перенесення вологи в пористому середовищі використовуються провідність і вологостійкість. Процес геофільтрації нафти можна описати двома ключовими рівняннями: законами Дарсі для потоку рідини і безперервністю рухомого потоку. Закон Дарсі-Букінгема, який є аналогом

закону Дарсі зони вадози, для потоку нафти ненасиченого ґрунту задається таким чином:

$$q = -K(\theta)\nabla\psi(\theta) = -K(\theta)\nabla h, \quad (3.2)$$

$$h = z + \psi, \quad (3.3)$$

$$q_x = -K_{xx}(\theta)\frac{\partial\psi}{\partial x}, \quad (3.4)$$

$$q_y = -K_{yy}(\theta)\frac{\partial\psi}{\partial y}, \quad (3.5)$$

$$q_z = -K_{zz}(\theta)\frac{\partial\psi}{\partial z} - K_{zz}(\theta), \quad (3.6)$$

де q – потік нафти, см/с;

θ – об'ємний вміст нафти як функція місця та часу t ;

K – ненасичена гідравлічна провідність ґрунту як функція об'ємного вмісту нафти, см/с;

ψ – потенціал нафти ґрунту або загальний нафтовий напір як функція об'ємного вмісту нафти, см;

z – вертикальна координата.

Якщо підставити рівняння закону Дарсі в рівняння неперервності, ми отримаємо рівняння Річардса [193]:

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = -\frac{\partial[K(h)\left(\frac{\partial h}{\partial z}+1\right)]}{\partial z} - S(h), \quad (3.7)$$

або

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \nabla(K(\theta)\nabla h(\theta)) - \frac{\partial K(\theta)}{\partial z}. \quad (3.8)$$

Гранична умова (ГУ) на поверхні подачі нафти, $z = 0$; або типу концентрації, $\theta = \theta_s(t)$ або $h = H(t)$, або типу потоку, $K - D\partial\theta/\partial z = R(t)$ або $K(1 - \partial h/\partial z = R(t))$.

Початкова умова для всіх z , $\theta(z, t = 0) = \theta_0(z)$ або $h(z, t = 0) = h_0(z)$, та $R(t)$ – це швидкість надходження нафти на поверхню як функція часу.

Гідравлічні параметри ґрунту $K(\theta)$ і $h(\theta)$. Рух води в ненасиченій зоні моделюється рівнянням Букінгема-Річардса.

У загальному вигляді з z , спрямованим вгору, рівняння має вигляд:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla_{x,y} (k \nabla_{x,y} (h)) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) + F - Q, \quad (3.9)$$

де θ – об’ємний вміст води як функція місця та часу t ;

h – потенціал, м;

F, Q – джерела та втрати води;

k – коефіцієнт дифузії, нелінійно та неоднозначно залежний від потенціалу та його градієнта.

З точки зору потенціалу вологості ґрунту, рівняння (8) набуває вигляду:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla_{x,y} (k \nabla_{x,y} (h)) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) + \frac{\xi - \eta}{z_0}. \quad (3.10)$$

У рівняннях (3.9, 3.10) x, y – горизонтальні координати;

z – вертикальна координата;

θ – вологість;

h – потенціал вологості ґрунту;

$k(h)$ – коефіцієнт вологопровідності (коефіцієнт дифузії);

z_0 – ефективна товщина розподілу джерел і втрат, м.

З огляду на це

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{d\theta(h)}{dh} \frac{\partial h}{\partial t} = C(h) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.2)$$

рівняння (3.10) може бути записане у такому вигляді:

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla_{x,y} (k(h) \nabla_{x,y} (h)) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) + \frac{\xi - \eta}{z_0}. \quad (3.3)$$

Коефіцієнт вологопровідності нелінійно і неоднозначно залежить від потенціалу (або вологості) та його градієнта.

Одновимірне рівняння адвекції-дифузії для розчиненої консервативної сполуки представлено в пористих середовищах у вигляді [194]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial z} + D_{pm} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}, \quad (3.4)$$

де C – масова концентрація, кг/м³;

U – швидкість нафти у порах, см/с;

D_{pm} – коефіцієнт дисперсії приймається як лінійна комбінація молекулярних і гідродинамічних факторів через

$$D_{pm} = \frac{D_{mol}}{\tau} + \alpha_L U, \quad (3.5)$$

де D_{mol} – коефіцієнт молекулярної дифузії, ;

τ – поправочний коефіцієнт звивистості, який набуває значень близько 1,4 для гранульованих пористих середовищ;

α_L – поздовжня дисперсність.

Моделювання стохастичного процесу геофільтрації нафти

Тим не менш, математична модель фізичного процесу фільтрації нафти через пористі середовища не може бути повністю описана за допомогою послідовної моделі руху вологи в ненасиченій зоні або закону Дарсі. Цей процес можна описати залежністю від трьох груп факторів: параметрів нафти ($Q_1(t)$), параметрів ґрунту ($Q_2(t)$) та параметрів навколишнього середовища ($Q_3(t)$), які представляють собою вхідні потоки (рис. 3.4).

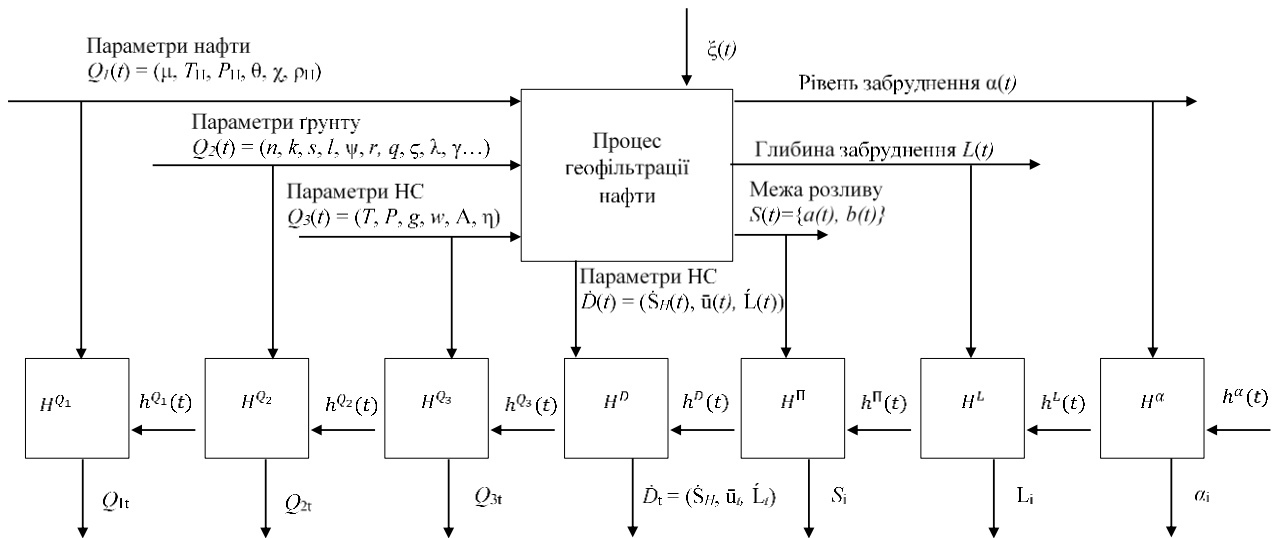


Рисунок 3.4 – Схема багатовимірного стохастичного процесу геофільтрації нафти

Кожна група факторів формує вектор впливу, включаючи ті чи інші фізико-хімічні параметри, що характеризують відповідно нафту, ґрунт і навколишнє середовище. При цьому завжди існує вектор випадкового впливу, як сукупність неконтрольованих впливів. Ці параметри контролюються шляхом проведення аналітичних та приладових вимірювань за допомогою каналів зв'язку ($H^{Q_1}, H^{Q_2}, H^{Q_3}$) та кінцевого результату в певний момент часу (Q_{1t}, Q_{2t}, Q_{3t}), приймаючи врахувати всі можливі перешкоди ($h^{Q_1}(t), h^{Q_2}(t), h^{Q_3}(t)$).

Як показано на рисунку 3.4, така модель передбачає отримання на виході залежних змінних рівня забруднення, глибини забруднення та меж нафтових плям. Відповідно до моделі досліджувані параметри утворюють вектор залежних від часу значень, а також дискретних значень у даний момент часу [195].

3.4.3 Застосування програмного забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт

Програмне забезпечення ANSYS CFX використовувалося для імітації кількості надходження нафти до ґрунту. Властивості нафти та пористого ґрунту

визначаються функцією, визначеною користувачем. У стандартній математичній моделі використовуються рівняння Нав'є-Стокса та k - ϵ модель турбулентності. Метод об'єму рідини (VOF) використовується для визначення межі розділу нафта-грунт. Основне рівняння моделі VOF:

$$\frac{DF}{Dt} = \frac{\partial F(\vec{x}t)}{\partial t} + (\vec{V} \cdot \nabla) F(\vec{x}t) = 0, \quad (3.15)$$

де F – функція, що має значення 1 у будь-якій точці рідини.

Значення A_0 від F використовується для комірки, яка не містить рідини, а для комірки, заповненої рідиною, F дорівнює 1. У кожному контрольному об'ємі об'ємна частка всіх фаз дорівнює значенню 1 [196].

Модель пористого середовища включає емпірично визначений опір потоку в пористому середовищі. Модель пористого середовища додає поглинання імпульсу в головні рівняння імпульсу. Пористі середовища моделюються шляхом додавання терміну джерела імпульсу до стандартних рівнянь потоку рідини. Вихідний член складається з двох частин: члена в'язких втрат і члена інерційних втрат:

$$S_i = - \left(\sum_{j=1}^3 D_{ij} \mu v_j + \sum_{j=1}^3 C_{ij} \frac{1}{2} \rho |v| v_j \right), \quad (3.16)$$

де S_i – вихідний член для i -го (x , y , або z) рівняння імпульсу;

$|v|$ – величина швидкості;

D і C – задані матриці.

Цей поглинач імпульсу сприяє градієнту тиску в пористій комірці, створюючи падіння тиску, пропорційне швидкості рідини (або квадрату швидкості) в комірці [197]. Домен тонкий і розраховується в псевдо 2D налаштуваннях. Автоматично генерується сітка з приблизно 40000 елементів. Сітка та граничні умови показані на рисунку 3.5.

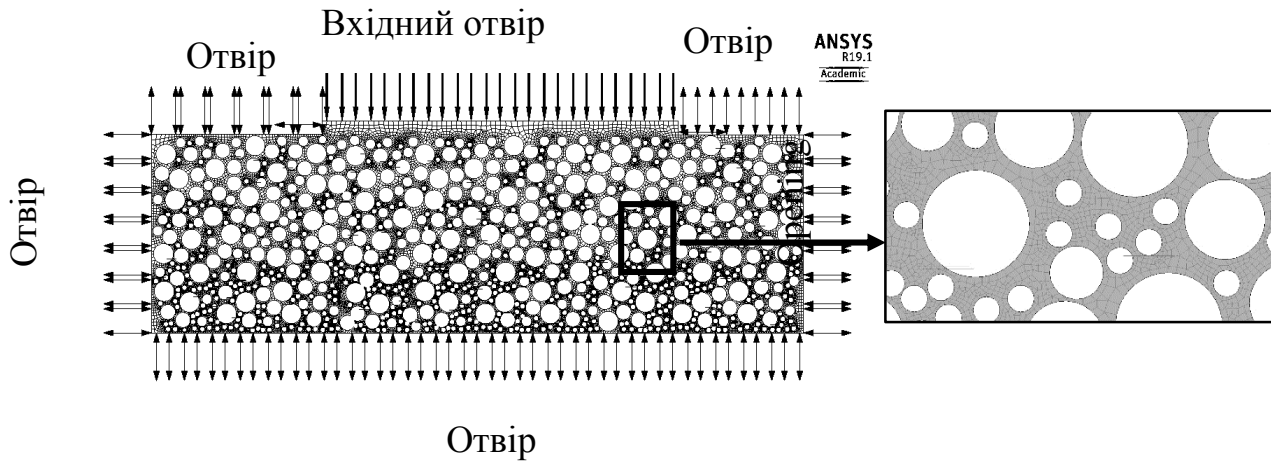


Рисунок 3.5 – Сітка та граничні умови

3.5 Методологія моделювання поширення нафти на поверхні води

3.5.1 Постановка задачі

Коли нафта/НП потрапляють в море, вони утворюють нафтові плівки, а ті, в свою чергу, вирівнюють ділянки на поверхні моря або плями. На початку ери дистанційного зондування океану всі плями-сліки на поверхні моря і, відповідно, темні плями на радіолокаційних знімках (РЛЗ) розглядалися як плівки нафти або НП. У перші години існування плівки домінують фізико-хімічні процеси видалення НВ з поверхні води [198]. Компоненти з низькою температурою кипіння швидко випаровуються, перетягуючи фракції з більш високою температурою кипіння. У перші дні, залежно від складу нафти та гідрометеорологічних умов, втрачається 30–70 % нафти, переважно фракції С4–С12. Хімічні перетворення нафти у товщі води носять окиснювальний характер, часто супроводжуються фотохімічними реакціями під впливом ультрафіолетової частини сонячного спектру і можуть каталізуватися в присутності деяких мікроелементів, наприклад ванадію, і пригнічуватися сполуками сірки. Кінцеві продукти окиснення (гідропероксиди, феноли, карбонові кислоти, кетони, альдегіди та ін.) зазвичай мають підвищену розчинність у воді і є високотоксичними. Фотоокиснювальні реакції ініціюють

полімеризацію і руйнування найскладніших молекул у складі нафти, підвищують її в'язкість і вміст гудронів і асфальтенових продуктів, сприяють утворенню твердих нафтових агрегатів.

Плівки сирової нафти і важких НП (включаючи емульсії) дуже товсті і можуть досягати товщини в кілька міліметрів на поверхні моря, від темно-коричневого до сірого металу. Сира нафта здатна утворювати на поверхні моря емульсії, які можуть містити до 80 % води (візуально від світло-коричневого до оранжевого). Форми і розміри плям нафти і НП надзвичайно різноманітні. Ці забруднювачі можуть з'являтися поблизу нафтових платформ, плавучих сховищ, терміналів, трубопроводів, свердловин, інших діючих або покинутих морських нафтогазових об'єктів; вони утворюються в результаті розвідки, буріння, видобування, транспортування та інших операцій з нафтою і НП, а також внаслідок аварій на танкерах і нафтових платформах. Значна частина нафти та НП може виноситися з річковим стоком у випадках, коли витіки та аварії відбуваються на суші [7].

3.5.2 Фактори, що впливають на поведінку та долю нафтових сполук

На рисунку 3.6 показані взаємозв'язки між фізичними, хімічними та біологічними процесами, яких сира нафта зазнає, потрапляючи в морське середовище, згодом вивітрюється, а потім транспортується від джерела. Процеси вивітрювання сирової нафти включають випаровування, емульгування та розчинення, тоді як хімічні процеси зосереджені на окисненні, зокрема фотоокисненні. Основним біологічним процесом, який впливає на сирину нафту в морському середовищі, є мікробне окиснення.

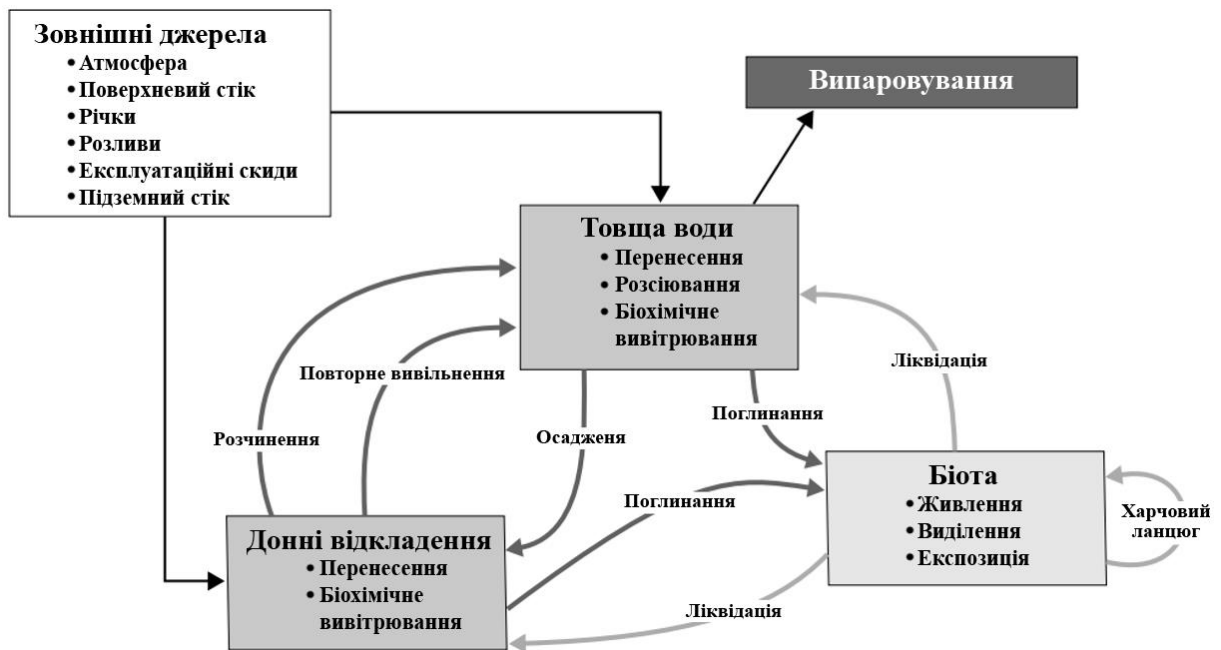


Рисунок 3.6 – Детальна взаємодія концептуальної моделі частки нафти в морському середовищі [199]

Кінетика розпаду нафти та НП у морському середовищі визначається впливом зовнішніх факторів, пов'язаних із властивостями та характеристиками середовища, в яке потрапляє нафта. Експерименти показали, що температурний фактор є визначальним у кінетиці розпаду нафти та НП. У загальних випадках швидкість хімічних реакцій при підвищенні температури на 10 °C збільшується в 2–4 рази, а зниження температури середовища істотно гальмує не тільки фізико-хімічні, а й біохімічні процеси, пов'язані з руйнуванням і перетворення різних речовин. Це пояснюється тим, що температурні умови безсумнівно впливають на швидкість розмноження бактеріальної маси – зі зниженням температури зменшується загальна чисельність і кількість гетеротрофних організмів.

Збільшення солоності морської води також негативно впливає на біохімічне окиснення НВ. Зміна солоності на 1 % призводить до зміни періоду напіврозпаду НВ на 22 години. Проте для кожного морського регіону зміни солоності, як правило, дуже невеликі, і різкі градієнти солоності спостерігаються переважно в зонах впливу річкового стоку та танення (утворення) льоду. Те ж саме можна

сказати і про вплив рН на біохімічне окислення НВ. Таким чином, вплив зміни періоду напіврозпаду НВ на температуру в 25 разів більше, ніж на зміну рН, і в 8 разів більше, ніж на зміну солоності.

Якщо важкорозчинні залишки нафти разом з неорганічними і органічними домішками, що входять до них, наближаються до щільності морської води (або перевищують її), то в цьому випадку вони осідають. У результаті нафтові агрегати можуть опускатися на дно або вимиватися на берег, що призводить до очищення товщі води. У свою чергу, донні відкладення під час хвильового закручування можуть бути джерелом забруднення морських вод.

3.5.3 Методи математичного моделювання розтікання нафтової плівки на поверхні води

Для прогнозування масштабів аварійних розливів нафти в морі і, як наслідок, зони максимального ураження екосистеми, доцільно моделювати розтікання нафтової плівки. Процес розтікання нафтової плівки по поверхні моря відбувається під дією різних сил, але для спрощення завдання враховуємо силу тяжіння і в'язке тертя. Основними характеристиками масляної плівки будуть її радіус і товщина. Процес описується за допомогою рівняння збереження маси для елементного об'єму масляної плівки та рівняння руху в'язкої ньютонівської рідини [200]. Рівняння збереження маси для математичної моделі процесу, що розглядається в осесиметричному випадку, можна представити у вигляді

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(ruh)}{\partial r} = 0. \quad (3.17)$$

Рівняння руху рідини

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial r} = -g\delta \frac{\partial h}{\partial r} - \frac{\tau}{\rho_0 h}. \quad (3.18)$$

де h – товщина нафтової плівки, м;

u – швидкість плівки, усереднена по товщині плівки, м/с;

τ – напруга зсуву в нижній частині плівки;

g – прискорення сили тяжіння, м/с²;

$$\delta = (\rho_w - \rho_o)\rho_o^{-1};$$

де ρ_w, ρ_o – щільність води та нафти відповідно, кг/м³;

r – радіальна координата;

t – час, с.

Розв'язання диференціальних рівнянь (3.17) і (3.18) із зазначених початкових умов аналітичними методами дозволило отримати формулу для визначення кінцевого радіуса $r_k(t)$ нафтової плівки в певний момент часу як відношення:

$$r_k(t) = \xi_0 \left(\frac{V_0^3 \alpha t}{8\pi^3} \right)^{1/8}. \quad (3.19)$$

Моделювання розливів нафти ґрунтується на ГІС-технології. Моделювання виконується за допомогою програмного забезпечення ArcGIS for Desktop Advanced v.10.2 і ADIOS® (Автоматичний запит даних щодо розливів нафти) — це модель вивітрювання нафти NOAA. Це інструмент реагування на розлив нафти, який моделює різні типи нафтової погоди (зазнають фізичних та хімічних змін) у морському середовищі. Працюючи з базою даних з більш ніж тисячі різних видів сирої нафти та продуктів нафтопереробки, ADIOS швидко оцінює очікувані характеристики та поведінку розлитої нафти.

3.5.4 Методи оцінки впливових концентрацій хімічних речовин

Найбільшим джерелом невизначеності у разі отримання кінцевих точок оцінки (наприклад, прогнозована концентрація без ефекту (ПКБЕ), тобто концентрація, нижче якої навряд чи зазнають негативного впливу організми), є екстраполяція результатів лабораторних біопроб на природне середовище. Вимоги до вирощування та утримання досліджуваних видів у лабораторії

обмежують вибір можливих досліджуваних видів, а використовувані види часто не є дуже репрезентативними для широкого спектру видів із різним ступенем чутливості, який може зустрічатися в природних екосистемах. Таким чином, ця екстраполяція включає багато часто неперевіраних припущень (рис. 3.7). АF – це фактор оцінювання.

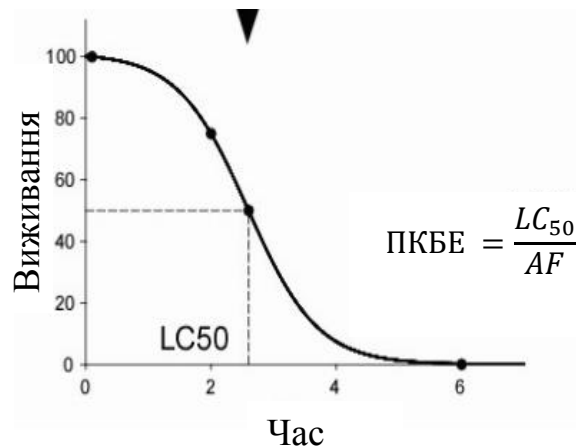


Рисунок 3.7 – Взаємозв'язок доза-відповідь на основі лабораторного тесту на токсичність (біоаналіз)

Результатом часто є те, що ПКБЕ можуть бути як надмірно, так і недостатньо захисними, залежно від біологічних та екологічних умов, які діють у кожному природному місці [201, 202]. Це суттєво обмежує корисність хімічних критеріїв в Оцінці екотоксикологічного ризику (ОЕР). Два основних підходи, що використовуються для екстраполяції лабораторних даних на польові дані, щоб отримати оцінку польової передбачуваної концентрації без впливу, це (1) використання підходу фактора оцінки або, якщо є достатньо даних, (2) статистичної екстраполяції.

LC₅₀ – це смертельна концентрація для 50 % індивідуумів, але будь-який рівень біологічної організації (молекулярний, клітинний, орган і організм), рівень впливу (NOEC – найвища концентрація без спостережуваного ефекту та LOEC – найнижча концентрація з спостережуваним ефектом) і змінну історії життя (зростання, розмноження, швидкість плавання) можна використовувати для оцінювання концентрації ефекту.

Досвід показує, що різні види відрізняються своєю чутливістю до однієї хімічної речовини. Це може бути пов'язано з відмінностями в історії життя, фізіології, морфології та поведінці. Підхід до розподілу чутливості до видів (SSD) – це статистичний опис варіації токсичності певної сполуки або суміші серед набору видів (рис. 3.8). SSD враховують різницю між речовинами, а не між видами, і не намагаються пояснити, чому види відрізняються за чутливістю. Це ймовірнісний підхід на відміну від детермінованої процедури оцінки факторів.

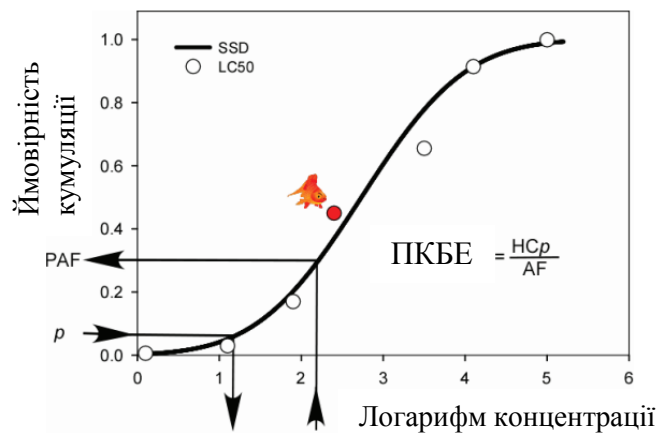


Рисунок 3.8 – Розподіл чутливості за видами, що поєднують результати різних видів біоаналізу

У рамках Хімічного реагування на розливи нафти: форум екологічних досліджень (CROSERF) [203] часто використовується для визначення смертельної концентрації. Загалом, польові дослідження дозволяють менше контролювати змінні середовища, але дозволяють проводити дослідження, які можуть бути неможливими в більшості лабораторних експериментів (наприклад, багатовидові збори). Польові експерименти також є більш дорогими, і іноді важко отримати дозволи від різних зацікавлених сторін.

Багатоваріантний аналіз і біотичний індекс (BIOSTRESS). Багатофакторний аналіз вважається найбільш чутливим методом для розрізнення угруповань ділянок порушених сукупностей, пов'язаних з нафтовою активністю. Незначні ефекти, спричинені забруднювачами, можуть відобразитися у змінах у складі спільноти, які можуть бути ідентифіковані за допомогою біологічних критеріїв,

розглянутих вище (наприклад, матриці подібності, моделі відповідей видів) разом із багатоваріантними методами (наприклад, ординація та класифікація) [204].

Для оцінювання техногенного навантаження на водний басейн моря, яке створюється переважно хімічним забрудненням від нафтовидобувної промисловості, запропоновано використовувати багатокритеріальний та багатопараметричний ансамблевий метод. Процедура проведення оцінки складається з визначення трьох складових: 1) оцінка якості, критерієм якої є гранично допустима концентрація (ГДК) (C_1); 2) оцінка акумуляції, що описується фоновією концентрацією (F); 3) оцінка навантаження, що характеризується гранично допустимим навантаженням ($C_p = C_1 - F$).

Ансамблевій оцінці забруднення підлягають всі хімічні параметри, для яких встановлено ГДК. Чисельне значення оцінок визначається згідно з методикою [205], яка передбачає переведення середніх чисельних значень однокритеріальних оцінок (E_{ji}) в бали, на підставі чого робиться висновок про клас забруднення середовища. Для розширення аналізу кожен складову ансамблевої оцінки рекомендовано представляти у трьох видах:

- а) узагальнена оцінка ($E_1 = E/n$) – середнє за всіма параметрами;
- б) пріоритетна оцінка ($E_2 = E/N$) – середнє значення за параметрами, які не відповідають критеріям;
- в) екстремальна оцінка ($E_3 = E_{\max}$) – значення E параметра з найвищим рівнем забруднення,

де n – загальна кількість нормованих та вимірюваних показників забруднення;

N – число показників забруднення, які мають $E > 0$;

E_{\max} – максимальне значення E .

Для адекватної оцінки екологічного стану морського середовища, на континентальному шельфі якого відбувається видобування нафти, запропоновано проводити комплексний розрахунок з аналізом усіх компонентів середовища: морської води в поверхневому та придонному шарі, та в донних відкладеннях. Згідно з результатами ідентифікації пріоритетних ЗР під час

розрахунку узагальненої оцінки навантаження запропоновано враховувати комплекс показників, до складу якого входить 9 ЗР: БПК₅, азот амонійний, НП, залізо, цинк, нікель, мідь, свинець та кадмій.

Комплексну оцінку ступеня забруднення морської акваторії на прикладі Каспійського моря проводили за показниками ансамблевої оцінки та індексу забруднення води (ІЗВ). Встановлено, що внаслідок техногенного навантаження на природну екосистему проходить зміна гідрологічного та гідрохімічного режиму моря, виснаження біологічних, мінеральних та водних ресурсів. За результатами комплексної оцінки екологічного стану водного басейну Каспію ступінь забрудненості вод варіюється від слабкої – Середній Каспій, до сильної – північна і південно-західні частини водного об'єкта [206].

Висновки та узагальнення до розділу 3

У розділі 3 «Методологія системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження під час видобування нафти» одержано такі результати.

1. Надано науково-методологічні підходи до оцінки безпеки процесу видобування нафти як складної технічної системи, зокрема описано методологію детермінованої та ймовірнісної оцінки безпеки, удосконалено методології процесу оцінки ризику та моделювання безпеки системи на базі теорії нечіткої логіки.

2. Теоретично обгрунтовано підходи до моделювання біоремедіації нафтозабруднених об'єктів, що зводяться до визначення складу нафтодеструктивних консорціумів із застосуванням біоінформаційних баз даних, що забезпечує ефективну біоаугментацію. Біостимуляція необхідна для підвищення ефективності розроблених біопрепаратів, тому науково обгрунтовано застосування анаеробного дигестату відповідно до методологічної основи системного підходу.

3. Встановлено, що методологічною основою до прогнозування розмірів зони аварійних розливів нафти та застосування комплексу заходів щодо їх ліквідації та локалізації є математичне моделювання та програмне забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт.

4. Запропоновано методологію впливу нафти на водні екосистеми відповідно до системного підходу, що полягає у визначенні факторів, які впливають на поведінку та долю нафтових сполук, застосуванні методів математичного моделювання для дослідження процесу розтікання нафтової плівки на поверхні води та методу оцінки впливових концентрацій хімічних речовин на біоту, зокрема методу ансамблевої оцінки.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [3, 189, 195, 206].

РОЗДІЛ 4

ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ТА ГІДРОСФЕРУ ВІД НАФТОВИДОБУВНОЇ ГАЛУЗІ

4.1 Технології захисту атмосферного повітря

Вміст легких вуглеводнів (C₂–C₆) у видобутій нафті становить 6–8 % мас., а іноді досягає 15 % і більше. Такі нафти необхідно стабілізувати з метою збереження ресурсів світлих фракцій за подальшого їх перероблення і захисту довкілля від забруднення вуглеводнями і сірчистими сполуками. Супутній нафтовий газ родовищ сірчистих нафт характеризується відносно невисокими обсягами його виробництва під час сепарації нафти і високим вмістом сірководню. Супутній нафтовий газ, що виділяється з нафти у результаті її сепарації на об'єктах видобування і підготовки, є одним із найважливіших ресурсів вуглеводневої сировини.

Цей газ частково або повністю спалюється на факелах на пунктах підготовки або передається на підготовку на газопереробний завод (ГПЗ). Однак посилення екологічних вимог та зростаюча цінність газу в народному господарстві вимагають активніше впроваджувати збір і підготовку попутного газу на всіх етапах підготовки продукції свердловин з метою його повної утилізації. Розроблення технологічних схем і вибір способів підготовки супутнього газу, що містить сірководень і меркаптани, стають актуальною проблемою в галузі підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних територій.

На цей час для очищення супутнього нафтового газу від H₂S і CO₂ використовують такі процеси:

– фізична абсорбція – процес полягає у вилученні кислих компонентів, що відбувається завдяки їх розчинності в органічних поглиначах;

- хімічна абсорбція (хемосорбція) – процес полягає у хімічній взаємодії H_2S і CO_2 з активною частиною абсорбенту;
- адсорбція – процес полягає у вилученні компонентів газу твердими поглиначами (адсорбентами);
- окиснення – процес полягає в окисненні поглиненого сірководню до елементарної сірки;
- біохімічне окиснення – процес полягає в окисненні поглиненого сірководню до елементарної сірки за участі мікроорганізмів із залученням біо- та нанотехнологій.

На рисунку 4.1 наведено класифікаційну систему способів очищення газів від сполук сульфуру.



Рисунок 4.1 – Класифікаційна схема процесів десульфуризації супутнього нафтового газу [4]

Вибір процесу очищення супутнього нафтового газу від сірчистих сполук у кожному конкретному випадку залежить від багатьох чинників, основними серед яких є: склад і параметри сировинного газу, необхідний ступінь очищення і

сфера використання товарного газу, наявність і параметри енергетичних ресурсів, відходи виробництва тощо.

Проведено дослідження щодо методів десульфуризації супутнього нафтового газу у БД Scopus за кодом («associated petroleum gas» OR «oil gas» AND «hydrogen sulfide») з обмеженням за останні 10 років та з виключенням робіт авторів з росії. Результат пошуку становив 65 статей, після детального аналізу яких для подальшого опрацювання залишено 14 статей. Дослідженнями проблеми очищення супутнього нафтового газу від сірководню та пошуком ефективних технологічних рішень займалися вчені з країн як показано на рисунку 4.2.

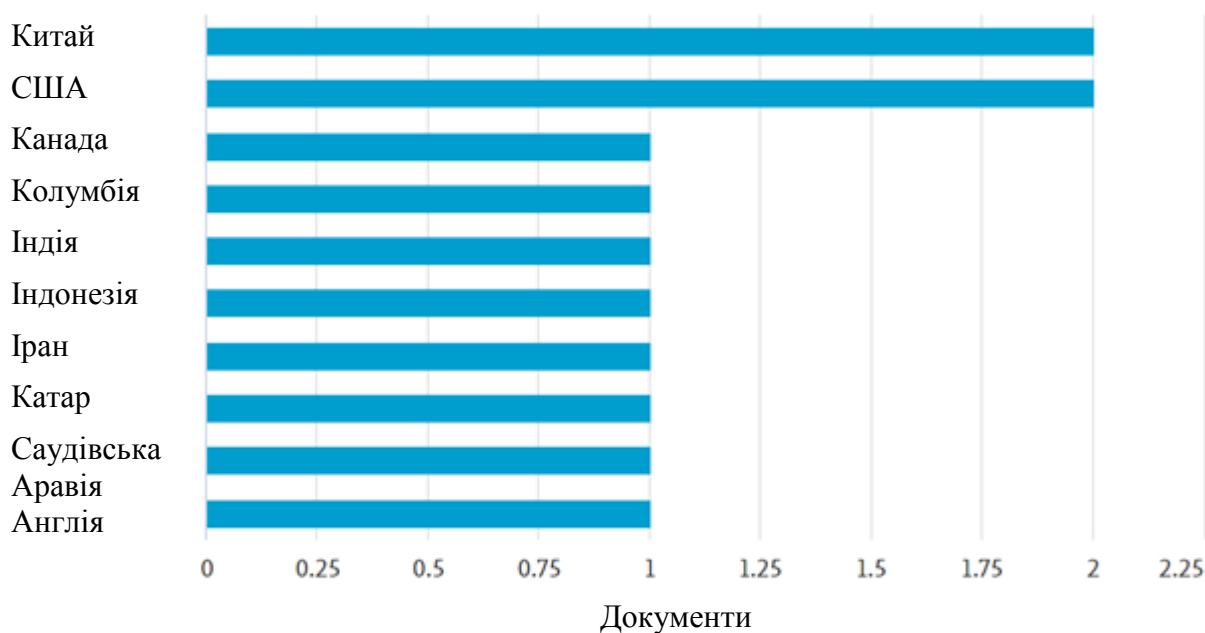


Рисунок 4.2 – Розподіл досліджень щодо десульфуризації нафтового газу за країнами

За результатами дослідження проведено кластерну візуалізацію інноваційних технологічних рішень щодо десульфуризації супутнього нафтового газу. За одержаними даними з БД Scopus, за допомогою програмного забезпечення VOSviewer сформовано кластери інноваційних досліджень щодо проблеми очищення газу від сірководню. Виявлено чотири кластери (рис. 4.3):

- жовтий кластер – рішення, спрямовані на утилізацію нафтового газу;
- червоний кластер – технологічні рішення, у тому числі із застосуванням біонанотехнологій, для проведення десульфуризації супутнього нафтового газу;
- синій кластер – технологічні рішення, спрямовані на зниження вмісту сполук сульфуру у нафті та супутньому газі, зокрема для попередження корозії металу ємностей та трубопроводів внаслідок агресивної дії сірководню;
- зелений кластер – екологічні проблеми, пов'язані з технологіями поводження із сполуками сірки в нафто-газовій галузі, зокрема наслідками для НПС від спалювання супутнього газу на факелах.

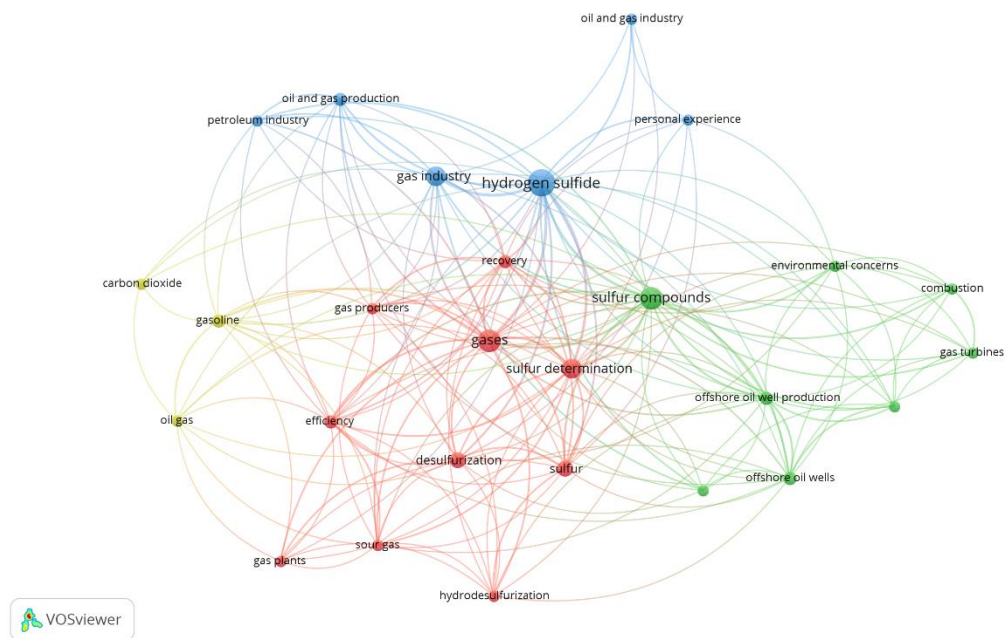


Рисунок 4.3 – Кластери візуального моделювання (всі кластери об'єднані спільними дослідженнями тематично та регіонально)

Аналіз світової практики, накопиченої у сфері очищення супутнього нафтового газу, показує, що основними процесами для оброблення великих потоків газу є абсорбція з використанням хімічних і фізичних абсорбентів та їх комбінації. Окисні та адсорбційні процеси застосовують, зазвичай, для очищення невеликих потоків газу або для тонкого очищення газу.

Установлено, що з усієї різноманітності існуючих технологій перевагу необхідно віддавати методам хімічної нейтралізації (хемосорбції) сірководню. Ці методи з використанням реагентів нового покоління дають можливість поєднати процес нейтралізації з отриманням цінного побічного продукту, наприклад, реагентів для інгібування корозії нафтопромислового обладнання. На родовищах із високим вмістом сірководню варіант хімічної нейтралізації дозволяє досягти більш глибокого ступеня очищення.

Найбільш поширений і ефективний метод очищення газу на цей час – очищення з використанням алканоламінів, зокрема монодіетаноламіну (МДЕА) та діетаноламіну (ДЕА). Цей процес відрізняється можливістю досягнення високого ступеня очищення за невисоких витрат реагенту. Суміш амінів має низку переваг: менша корозійна активність, піноутворення та винесення внаслідок вищої температури кипіння, великий ступінь насичення і, як наслідок, менша витрата. За даними авторів [207] суміш, яка становить 40 % МДЕА і 5 % ДЕА, відноситься до найбільш енергоефективних схем та має результат якості очищення на 0,132 % вищий у порівнянні з іншими масовими співвідношеннями.

Традиційні каталітичні методи утилізації сірководню шляхом окиснення на твердих каталізаторах, наприклад процес Клауса, має ряд недоліків та потребує подальшого удосконалення. Натомість, перспективним напрямом досліджень є метод прямого каталітичного окиснення сірководню з перетворенням сірководню у більш цінні, ніж традиційні види товарної сірки.

Процес одностадійного окиснення сірководню киснем повітря розроблений із використанням сферичного алюмомагнійванадійхромового каталізатора ІК-12-72. Для газової промисловості цей процес представляє інтерес під час утилізації сірководню у газах віддувки свердловин і може знайти застосування для невеликих установок утилізації сірки.

Пілотні випробування підтвердили переваги цієї технології у порівнянні з процесом Клауса: одностадійна, висока селективність, можливість утилізації вуглеводневих газів які містять сірководень без попереднього концентрування

сірководню за допомогою амінового очищення, відсутність обмежень із концентрації сірководню в очищеному газі.

Процес прямого окиснення сірководню в елементарну сірку дозволяє створити компактні установки на незначні обсяги сірковмісних газів із різною концентрацією сірководню, не вимагає будівництва дорогих установок МЕА. За умови пуску реактора зі швидкістю подачі вуглеводнів $200 \text{ м}^3/\text{год}$ вхідна температура газу повинна бути не вище ніж $55 \text{ }^\circ\text{C}$, оскільки максимальна температура в реакторі не повинна перевищувати $300 \text{ }^\circ\text{C}$, щоб уникнути повного окиснення сірководню до Сульфур (IV) оксиду. Зважаючи на сказане вище, пропонуємо використовувати біогаз як енергетичний ресурс, що дозволить підвищити рівень екологічної безпеки та економічної ефективності досліджуваного процесу (рис. 4.4).

З точки зору екологічних, економічних та технологічних аспектів процес «мокрого» очищення димових газів від аерозолів є більш ефективним. До таких масообмінних апаратів належать апарати з насадкою, регульованою насадкою, які мають високий ступінь очищення. Розроблена нами [208] математична модель процесу очищення газів від сполук сульфуру в інтенсивних соплах із розвиненою поверхнею контакту фаз дозволяє встановити механізм взаємодії дисперсних частинок із безперервним потоком, враховуючи структурні особливості розробленого апарату. Одержані результати диференціальних та інтегрально-диференціальних рівнянь можуть бути використані для опису процесу формування аерозолів.

Останніми досягненнями в дослідженнях є застосування наноактивних поглиначів сульфідів (NASS) і поглиначів біоферментів (BES) для видалення H_2S . NASS – це нетоксичний і нешкідливий хімікат, який виготовляється за допомогою передових хімічних нанотехнологічних процесів. Актуальними у цій галузі залишаються поглиблені дослідження щодо розроблення екологічно чистих і високоефективних поглиначів сірководню за допомогою біонанотехнологій.

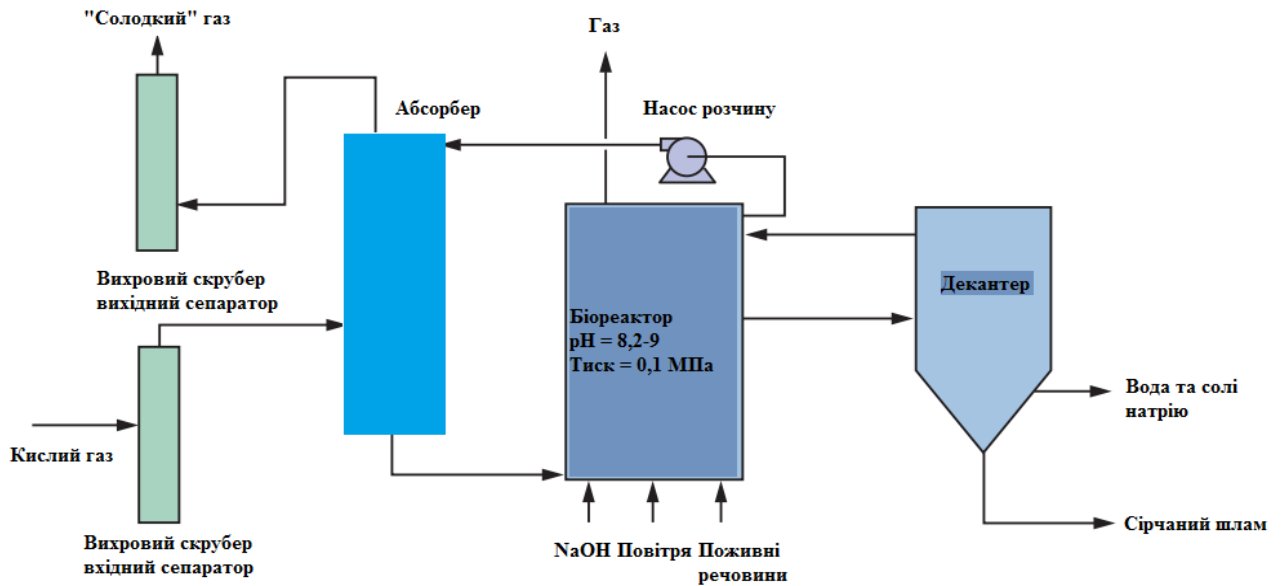


Рисунок 4.4 – Удосконалена технологічна схема біодесульфуризації газу на базі системи Thiopaq O&G

Перспективним підходом до очищення газових потоків від сполук сульфуру є застосування біохімічного методу окиснення сірководню та/або відновлення сульфур (IV) оксиду до елементарної біосірки. Нами [209] розроблено загальну технологічну схему утилізації фосфогіпсу з виробництвом біосірки в системах біохімічного очищення газу. Технологія захисту АП від газових викидів реалізується завдяки використанню біофільтрів із завантаженням із фосфогіпсу, на якому іммобілізовані відповідні штами тіобактерій. Фосфогіпс є джерелом макро- та мікроелементів, зокрема фосфору та кальцію, необхідних для підтримання метаболізму в клітинах бактерій [5]. Розвинена біоплівка здатна перетворювати в біохімічних процесах сполуки сірки до елементарної біосірки. Впровадження запропонованої технологічної системи дозволяє одержати такі екологічні ефекти: видалення домішок (сірководень, вуглекислий газ) із викидів газів, зокрема попутного нафтового газу; утилізація фосфогіпсу – багатотоннажного відходу хімічної промисловості; одержання біосірки як продукту, що використовується для покращання S-живлення в агроecosистемах.

4.2 Комплексна технологія захисту гідросфери

4.2.1 Забруднення нафтою морського середовища

Дослідження природних моделей показали, що фізико-хімічне окиснення відіграє значну роль у розщепленні НВ, що узгоджується з результатами практичного розроблення системи захисту біологічного різноманіття від забруднення нафтою [210].

Результати дослідів показали, що зниження температури водного середовища на 10 °С подовжує період напіврозпаду розчинених сполук нафти в 2 рази, а зміна температури середовища на 1 °С змінює цей показник на 40 годин. Так, за умови зниження температури води з 28 °С до 0 °С період напіврозпаду подовжується на 1 120 годин.

Швидкість та напрямок вітру важливі для поширення розливів нафти на поверхні води. Зі збільшенням площі розтікання плями на поверхні води відбувається зменшення концентрації НВ внаслідок впливу вітру від слабого (0,15–0,32 мг/л) до помірного (0,08–0,18 мг/л) і сильного (0,07–0,15 мг/л) вітру [211]. Однак у разі безперервної роботи джерела забруднення з одним і тим же вітром кількість НВ спочатку зменшується, а потім знову збільшується, стабілізуючись на вихідному рівні.

Відзначено інерційність рівнів забруднення моря, пов'язану з дією вітрів. За тривалості і сталості обсягів і якості антропогенного стоку після деякого зниження концентрація токсикантів відновлюється. Водночас простежується подвійна роль вітрів і хвиль у самоочищенні та вторинному забрудненні морських вод у результаті їх перемішування та перемішування донних відкладень. За інших рівних умов (віддаленість від джерела забруднення, глибина залягання, фізичні властивості) вміст шкідливих домішок у донних ґрунтах залежить від ступеня їх дисперсності, переважання дрібної чи крупної фракцій.

Незважаючи на відносно невеликі втрати вуглеводнів під час їх видобування на шельфі, аварійні ситуації на бурових установках поки залишаються неминучими, а у разі аварійних і технологічних скидів НП у море з бурових установок забруднення носить переважно локальний характер. Проте поблизу джерела концентрація НВ може бути в десятки і сотні разів вище норми, встановленої для рибогосподарських водойм. У середньому під час розроблення родовищ з однієї свердловини в морське середовище надходить 30–120 т нафти. У тих випадках, коли локальне забруднення стає хронічним, нафта забруднює не тільки воду, а й донні відкладення.

Дослідження виявили залежність токсичної дії стічних вод, БР та БШ на організми моря від їх складу та умов проживання. Вуглеводні нафти в концентрації 0,05–0,5 мг/л, як правило, не впливають на виживання морських організмів, якщо їх токсична дія не посилюється дією інших токсикантів. При цьому практично в усіх тканинах і органах спостерігаються фізіологічні та біохімічні зміни, які стають незворотними у разі підвищення концентрації нафти від 0,5 мг/л до 50 мг/л. Вже на самому початку цього інтервалу (0,5–1,0 мг/л) зміни фізіолого-біохімічних показників супроводжуються порушенням росту і розвитку, а також плодючості риб. Знижена народжуваність більшою мірою проявляється в наступних поколіннях. Стійкість водних і бентосних організмів до токсичного впливу нафти залежить від їх таксономічної приналежності та стадії розвитку, концентрації вуглеводнів, тривалості впливу та його поєднання з іншими факторами та умовами навколишнього природного середовища.

4.2.2 Наукові засади комплексного підходу до захисту гідросфери

Для визначення найбільш ефективної технології захисту водного середовища від впливу нафтогазовидобувного комплексу проводився SWOT-аналіз ліквідувальних технологій, що передбачає кількісне оцінювання параметрів внутрішнього (сильні та слабкі сторони) та зовнішнього середовища (можливості та загрози). Перша технологія полягає в очищенні стічних вод від

органічних забруднювачів біологічним методом, з використанням аеротенків. Результати SWOT-аналізу наведено в табл. И.1 (Додаток И) [212].

Другою є технологія на основі фізико-хімічного способу переробки відходів нафтовидобувної промисловості. Результати SWOT-аналізу наведено в табл. И.2.

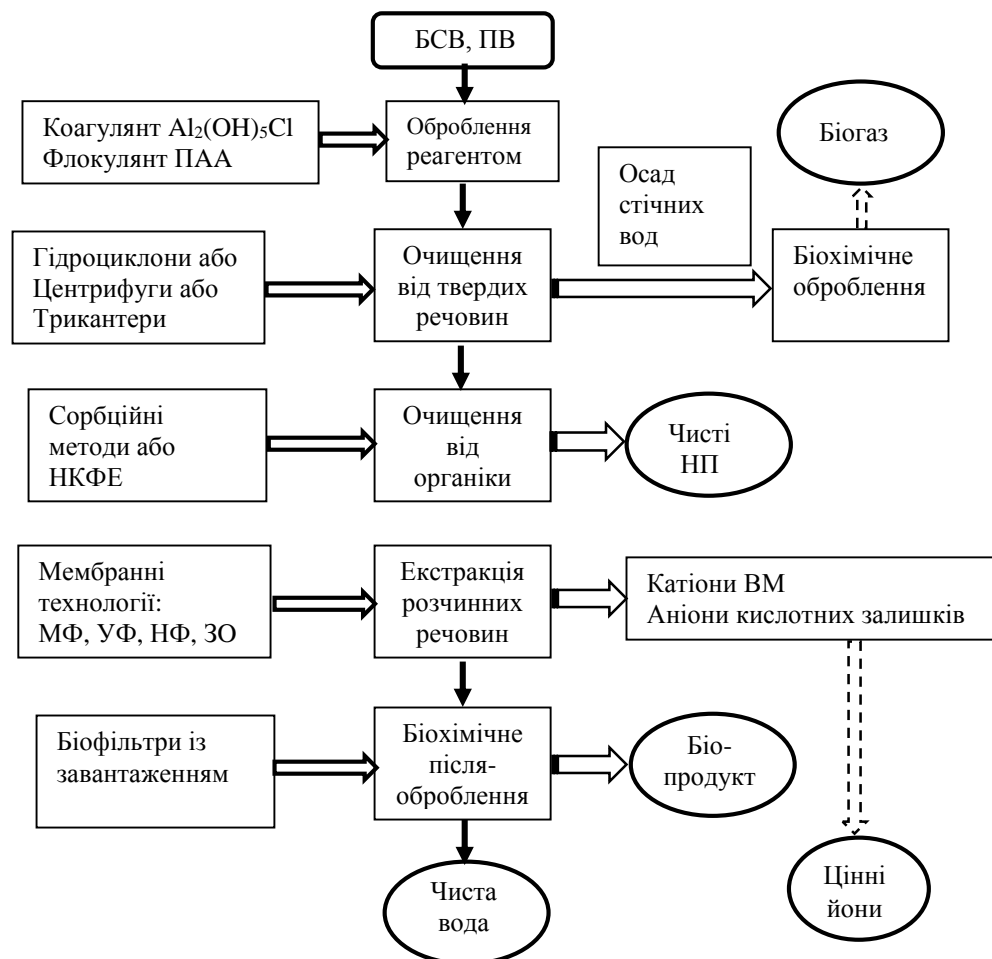
Після проведення SWOT-аналізу одержали такі оцінки: біологічний метод (аеротенки) – 0,6, а фізико-хімічний метод (коагулювання) – 3,2. Отже, метод коагулювання є більш ефективним та перспективним, проте для найбільшої ефективності рекомендується використовувати ці методи в комплексі. Таким чином, на підставі проведеного SWOT-аналізу запропоновано застосовувати комплексні технологічні рішення, які дозволяють комплексно очищати забруднену воду від вибуреної породи та нафти [212].

Чотириступенева система очищення БСВ ефективно використовується для фазового розділення відходів буріння. Вона містить вібраційні грохоти, сепаратори піску або ситові гідроциклони, силоси і центрифуги, декантери і трикантери. Процес інтенсифікується завдяки електрокоагуляції, реагентній коагуляції і флокуляції [166].

Процес очищення стічних вод від органічних забруднювачів, переважно вуглеводнів, зазвичай входить до комплексної системи очищення, однією із основних установок якої є сепаратори НП. Ці апарати працюють за принципом механічного очищення БСВ, тобто завдяки різниці у густинах частинок під дією сили тяжіння відбувається осідання твердих частинок та вспливання органічних речовин. Грубодисперсні домішки осідають у першій камері нафтовловлювача після процесу відстоювання стічних вод, який можна інтенсифікувати завдяки встановленню тонкошарових блоків. Після цього стічна вода проходить через коалесцентні фільтри, в яких відбувається збільшення частинок нафти та їх спливання на поверхню у вигляді плівки. Наступною камерою є блок із пінополіуретановими фільтрами, які мають велику кількість пор (до 98 %), великий вільний об'єм та гідрофобні властивості, що забезпечує затримання ЗР у порах фільтрувального матеріалу [213].

На виході одержують очищену стічну воду такої якості: концентрація завислих речовинах – не більше ніж 15 мг/л, НП – не більше ніж 0,3 мг/л. Крім того, ці показники можна знизити завдяки встановленню сорбційного блоку доочищення, що дозволить підвищити ефективність очищення стічних вод: за завислими речовинами – до 3–5 мг/л, а за НП – до 0,05 мг/л.

Хімічні речовини БСВ можна розділити на чотири структурно-функціональні групи, такі як механічні домішки, НП, катіони ВМ та аніони кислотних залишків. У зв'язку з цим їх очищення доцільно проводити комплексно і поетапно, використовуючи специфічні технології та методи (рис. 4.5).



БСВ – бурові стічні води, ПВ – пластова вода, ПАА – поліакриламід,
 НКФЕ – надкритична флюїдна екстракція, МФ – мікрофільтрація,
 УФ – ультрафільтрація, НФ – нанофільтрація, ЗО – зворотний осмос,
 НП – нафтопродукти, ВМ – важкі метали

Рисунок 4.5 – Принципова комплексна схема очищення БСВ

Спочатку необхідно відокремити тверду фазу, потім вуглеводні та інші органічні речовини, і, нарешті, з БСВ екстрагують розчинені речовини. Для ефективного здійснення цих процесів на початковому та базовому етапах поєднуються механічні, хімічні, фізико-хімічні методи. Біохімічний метод використовується на останньому етапі для остаточного очищення БСВ і підвищення якості очищених вод до нормативних показників. Причому запропонована схема дозволяє не тільки знизити техногенне навантаження на навколишнє природне середовище шляхом запобігання скиду забруднених БСВ, а й використовувати отримані речовини як товарну продукцію.

Результати досліджень, спрямованих на пошук нових коагулянтів, засвідчують високу ефективність гідроксохлориду алюмінію $Al_2(OH)_5Cl$ та гідроксохлориду сульфату алюмінію порівняно з традиційними сульфатом алюмінію $Al_2(SO_4)_3$ та сульфатом заліза $Fe_2(SO_4)_3$.

Удосконалення способу очищення нафтозабруднених стічних вод досягається шляхом використання реагентів із відходів титанового виробництва як коагулянта та лігноцелюлозних сорбентів для доочищення, що сприяє підвищенню екологічної безпеки. Синергетичний ефект очищення нафтозабруднених стічних вод за допомогою реагентів із відходів титанового виробництва досягається за рахунок міжмолекулярної взаємодії присутніх у їх складі хлоридів заліза, алюмінію, магнію та титану, що підвищує коагуляційні властивості реагентів на 30 % у концентрації не більше 60 мг/дм³.

На другому етапі відбувається вилучення НП зі стічних вод, одним із найефективніших методів є сорбційні технології, які мають ряд переваг, серед яких доступність, нетоксичність, доступність природної сировини та можливість використання в якості сорбентів відходів інших виробництв. Перспективним напрямом є розроблення та вдосконалення якісних біофільтрів із відновлюючою гранульованою сіркою.

Висока ефективність очищення забруднених БСВ досягається за рахунок використання в якості сорбенту комплексної дії гранульованої форми модифікованого органобентоніту. Бентонітове завантаження в системах

фільтрації очисних споруд забезпечує зниження концентрації НП на 95 %, VM на 55 % (Cd^{2+} на 18 %, Cu^{2+} на 30 %, Pb^{2+} на 58 %), загального заліза на 57 %, сполуки азоту на 55 %, фосфати на 52 %, біохімічне споживання кисню (БПК) на 15 %, NO_3 на 85 % та повне знезараження води (загальна мікробна кількість = 0).

Проведений аналіз методів сорбційного очищення води від нафти та НП вказує на перспективи використання у цьому процесі саме природних адсорбентів. Серед них: торф (поглинає від 3,5 до 9,8 кг сирової нафти на 1 кг сорбенту), тирса, мох, шкаралупа соняшника, рису, гречки, волоського горіха, активоване вугілля, продукти переробки сапропелю та лігнін.

З метою підвищення екологічної безпеки та зниження собівартості продукції розроблено модифікований метод самоактивації для синтезу активованого вугілля з рослинних відходів – кісточки вишні та соломи пшениці. В якості додаткового активатора використовували 5 % розчин ортофосфатної кислоти. Проведено синтез активованого вугілля за температур 600 °C, 700 °C та 800 °C. Встановлено, що вихід активованого вугілля з вишневих кісточок в 1,3–1,6 разів більше, ніж з соломи пшениці (рисунки К.3 Додатку К). Отримане вугілля досліджували методом електронної мікроскопії та методом ізотермічної адсорбції/десорбції азоту. Показано, що все синтезоване вугілля має добре розвинену пористу структуру (рисунки К.1 та К.2 Додатку К), яка визначається переважно мікропорами. Підвищення температури синтезу призводить до збільшення питомої поверхні, об'єму мікро- і мезопор і зменшення середнього радіуса пор (таблиця К.1 Додатку К). Зменшення середнього радіуса пор для активованого вугілля з кісточок вишні відбувається за більш низьких температур у порівнянні з вугіллям із соломи пшениці [214].

Варто відмітити, що в Україні є всі технічні і технологічні можливості, які можуть забезпечити виробництво адсорбційних матеріалів з рослинних відходів, запаси яких з кожним роком поповнюються. Перспективність використання відходів агропромислового комплексу для одержання ефективних і недорогих адсорбентів обумовлена тим, що їх основними хімічними компонентами є целюлоза, лігнін, геміцелюлоза, та екстрактивні речовини.

На третьому етапі відбувається очищення БСВ від розчинних домішок, для якого ефективно застосовуються мембранні методи ультра-, мікро- і нанофільтрації, зворотного осмосу. Широко використовується світова практика повторного закачування в свердловини для підтримання пластового тиску, попередньо очищених до значень прийнятих стандартів якості, а також ресурсозберігаюча технологія [28].

Для очищення стічних вод від розчинених домішок використовують технології екстракції, мікро-, ультра-, нанофільтрації, зворотного осмосу, діалізу [28]. Мікрофільтрація (МФ) займає проміжне положення між ультрафільтрацією і звичайним фільтруванням. Мікрофільтрацію застосовують для очищення води від колоїдних частинок, завислих речовин, бактерій. Робочий тиск процесу, за різними джерелами, становить від 0,03–0,1 МПа до 0,01–0,2 МПа. У процесі МФ використовуються полімерні та керамічні мембрани з розміром пор 0,05–10 мкм і товщиною 10–150 мкм [215].

Основні робочі характеристики баромембранних процесів, що використовуються під час водоочищення, наведені у таблиці 4.1 [215].

Застосування цих методів забезпечує одержання як очищеної стічної води згідно з нормативами екологічної безпеки, так і сконцентрованих речовин. Таку очищену воду можна використовувати повторно у технологічному процесі, наприклад, для приготування нового БР. А виділені у такий спосіб речовини, зокрема, солі ВМ легше утилізувати. Доцільність та економічна обґрунтованість методів зворотного осмосу й ультрафільтрації визначається хімічним складом БСВ, які подаються на системи очищення, та вимогами, які висуваються до якості очищеної стічної води. У разі необхідності очищення БСВ від розчинених домішок ці методи є досить ефективними та відносно незатратними.

Крім того, розроблена методика вибору технологій у системі комплексного очищення БСВ та ВБ залежно від вхідних параметрів та вимог до вихідних показників, що може бути реалізована за допомогою логічних операцій прикладного пакету програм MS Office Excel (рис. Л.1 Додатку Л).

Таблиця 4.1 – Основні параметри і характеристики різних видів мембранної фільтрації вод

Характеристика	Мікро-фільтрація	Ультра-фільтрація	Нано-фільтрація	Зворотний осмос
Матеріал	Поліамід, поліпропілен, полісульфон, кераміка	Целюлоза, полісульфон, кераміка	Целюлоза, тонко-плівчасті композитні матеріали	Целюлоза, тонко-плівчасті композитні матеріали, полісульфон
Розмір пор, мкм	~ 0,01–1,0	0,001–0,01	0,0001–0,001	< 0,0001
Розмір молекул, що видаляються (кДальтон)	> 100,0	2,0–100,0	0,3–1,0	0,1–0,3
Робочий тиск, бар	> 2,0	1,5– 7,0	3,5–20,0	15,0–70,0
Видалення зважених речовин	Так (великі колоїди, емульсії)	Так (колоїди)	Так	Так
Видалення розчинених органічних речовин	Ні	Так	Так	Так
Видалення розчинних неорганічних речовин	Ні	Ні	20,0–85,0 %	95,0–99,0 %
Видалення мікроорганізмів	Цисти, великі бактерії, водорості	Цисти, великі бактерії, водорості, віруси	Усі мікроорганізми	Усі мікроорганізми
Хімічний склад води	Не змінюється	Змінюється частково	Змінюється	Змінюється
Енерго-споживання, кВт · год/м	Низьке	Низьке	Низько-помірне	Помірне

Біохімічний спосіб переробки БСВ реалізується на станціях аерації або в біореакторах, де біодеградація органічних сполук НВ і рідких вуглеводневих відходів здійснюється специфічною мікрофлорою. Біотехнологічна схема цього процесу повинна передбачати використання мелених біопрепаратів, сорбентів,

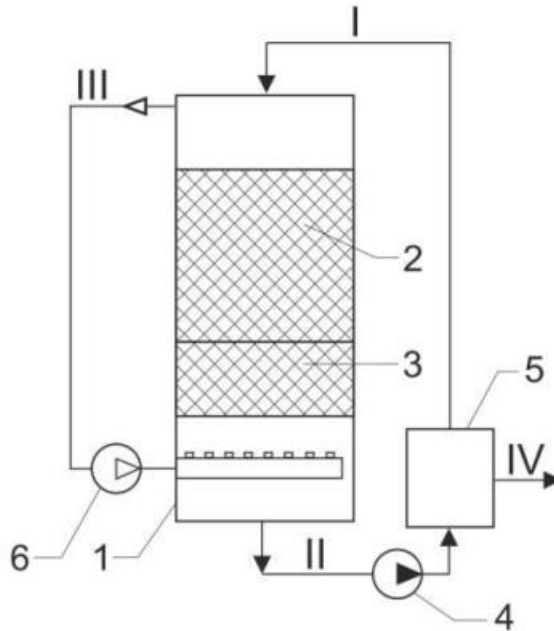
дезінтегрантів, буферних стабілізаторів, які вводяться в певних кількостях і послідовності. Найкориснішою формою препаратів серед таких як: культуральна рідина, сухий порошок, біомаса мікрофлори чистий або іммобілізований (посаджений) специфічний носій є культуральна рідина.

Серед методів очищення стічних вод від нітратів особливу нішу займають біологічні способи денітрифікації. Водночас ефективно використовувати метод фільтрації в анаеробних умовах поряд з іммобілізацією на сульфурумісному носії автотрофних денітрифікувальних бактерій (*Thiobacillus denitrificans* і *Thiomicrospira denitrificans*) та використання фототрофних видів бактерій (*Rhodopseudomonas sphaeroides* f).

Ці види окиснюють різні види відновленої сірки до сульфату, водночас відбувається відновлення нітрату та виділення кисню, що використовується для власного метаболізму факультативних тіобактерій. Отже, перетворення сірки призводить до відновлення нітратів до нітритів і, зрештою, до вивільнення молекулярного азоту [216].

На рисунку 4.6 показана експериментальна установка, яка може бути використана для моделювання денітрифікації стічних вод.

Для здійснення експерименту пропонується співвідношення основних компонентів суміші фільтрувального матеріалу для заповнення біофільтра: 2/3 гранульованої сірки та 1/3 гранул (діаметр 10 мм) із кальційумісного матеріалу для підвищення рН очищеної води. Інтенсивна внутрішня циркуляція стимулює ріст необхідних еколого-трофічних груп бактерій, спадний потік модельних стоків проходить крізь шар зернистої сірки і під час біоконверсії сірчані елементи *T. denitrificans* використовуються для відновлення нітрату до молекулярного азоту.



1 – корпус біофільтра; 2 – сульфуромісний носій; 3 – гранули кальційомісного матеріалу; 4, 6 – насоси; 5 – ємність для вибору потоку моделі;
 I – вхідний потік для очищення; II – вихідний потік для перероблення;
 III – цикл газової фази; IV – очищений потік

Рисунок 4.6 – Система проведення біофільтрації [218]

У процесі біохімічного перетворення кислотно-лужний баланс системи змінюється у бік кислої реакції середовища, тому дренажний матеріал, що містить кальцій, завантажується у нижню частину біофільтра для буферизації потоку води [216].

Якісним характером використання сірки є збільшення пористих просторів усередині сірковмісних гранул у процесі споживання сірки мікроорганізмами. Через 2–3 дні після іммобілізації та початку експлуатації біологічного фільтра під час роботи виявляється наявність необхідних екологічно-трофічних груп бактерій, коли бульбашки газу починають утворюватися з інтервалами часу між дозуванням гранульованої сірки. Очікується, що через 12–14 днів повинна функціонувати міцна біоплівка з добре розвиненою бактеріальною міжклітинною матрицею, яка охоплює всю основу сірчаного фільтрувального середовища [216].

Таким чином, для повного очищення забруднених НП стічних вод нафтовидобувної промисловості необхідна комплексна система очищення, яка поєднує в собі різні методи очищення: механічні – фізико-хімічні – біологічні. Найбільш виправданою з точки зору економії засобів та раціонального використання водних ресурсів є система заходів, яка забезпечить систему зворотного водозабезпечення, за якої об'єм води проходить багатоступеневе очищення і багатократно циркулює на промислових підприємствах [217].

До технологій захисту гідросфери, зокрема підземних вод та надр належать скид супутньо-пластових вод (СПВ), які попередньо очищують від газового конденсату, НП та механічних домішок і сполук Fe^{2+} , Fe^{3+} , які здатні кольматувати поровий простір. Очищення СПВ здійснюють у три стадії:

- приймання і відстій у напірних горизонтальних відстійниках;
- фільтрація на напірних кварцових фільтрах із періодичною регенерацією гарячим промиванням фільтрувального матеріалу;
- накопичення очищених СПВ у резервуарах і повернення їх через поглинальні свердловини у поглинаючий горизонт.

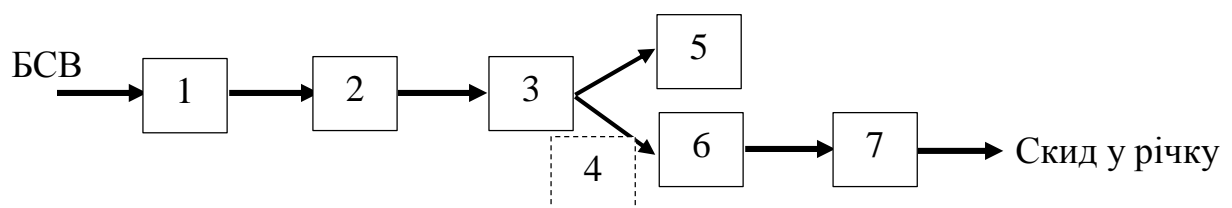
Перша стадія реалізується у відстійниках, куди направляється два потоки СПВ: перший – від установки комплексної підготовки газу (УКПГ) до блоку регенерації метанолу та напірні відстійники; другий – до нафтовловлювача, а потім у ставки-накопичувачі. Змішування вод першого і другого потоків та їх відстоювання відбувається у шламонакопичувачі та напірному відстійнику. Вуглеводневий конденсат, який накопичується у відстійнику, автоматично збирається в окремій ємності. Розчинені гази, що виділяються за атмосферного тиску з конденсату, надходять до АП через вогнеперешкоду, дихальний клапан і свічку [218].

Другий етап (фільтрація) розпочинається після заповнення ємностей-відстійників СПВ та відбувається у напірних кварцових вертикальних фільтрах із періодичною регенерацією гарячим промиванням фільтрувального матеріалу. У технологічному процесі використовується робочий і резервний фільтри, виконані з кварцового піску як фільтрувального матеріалу (розмір часток

становить 0,5–1,5 мм, а висота пласта – 1 000 мм). У фільтрі СПВ безперервно проходить через пласт піску зверху вниз, на якому затримуються завислі речовини і НП, які періодично 1 раз на місяць відмиваються гарячою водою. Для більш ефективного виділення механічних домішок і вуглеводнів використовують флокулянти та коагулянти. Одним із таких реагентів є солі заліза, які, наприклад, у вигляді гідроксиду ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) випадають в осад із прихваченими механічними домішками.

4.2.3 Комплексна технологія системи очищення бурових стічних вод

Для підвищення рівня екологічної безпеки довкілля та ефективності процесу очищення стічних вод, забруднених НП, розроблено технологічну схему цього процесу на основі відомої технології, запропонованої авторами [219] (рис. 4.7).



1 – піскоуловлювачі; 2 – відстійники завислих речовин (мулу); 3 – декантер; 4 – блок екстракції; 5 – ємність для нафти (НП); 6 – біофільтри для доочищення води від НП; 7 – колектор

Рисунок 4.7 – Удосконалена технологічна схема очисних споруд для стічних вод з НП

На етапі механічного очищення спочатку відбувається первинне відділення твердих частинок у пісковловлювачах та осідання органічних завислих речовин стічних вод у відстійниках, потім – розділення води та нафти у полі дії відцентрової сили у декантерах та трикантерах, а потім – екстракція розчинених речовин.

Розроблений технологічний процес складається з таких основних етапів:

1) механічне очищення від твердих крупних та завислих речовин (мулу) за допомогою пісковловлювача (1), відстійника (2) та декантера (3);

2) у разі наявності розчинених домішок можливе підключення блоку екстракції (4);

3) доочищення очищеної стічної води після відділення НП за допомогою біофільтрів із фосфогіпсовим або іншим завантаженням (6).

Сьогодні широко використовуються біофільтри для доочищення біологічно очищених стічних вод. У разі застосування біофільтрів ефективність очищення зростає до 90 %. Біофільтри за своєю конструкцією є фільтрами з гранульованим завантаженням, на яких іммобілізуються бактерії, що окиснюють нафту. Ефективно та доцільно здійснювати завантаження з відходів виробництва, таких як гранульований фосфогіпс або гранульована газова сірка, що дозволяє зменшити антропогенне навантаження на навколишнє природне середовище за рахунок утилізації промислових відходів. Це явний доказ того, що група виключно біохімічних методів має потенціал для перетворення БСВ, зокрема зневодненого БШ, в цінний органо-мінеральний субстрат.

Розділення бурових нафтовмісних відходів, зокрема ВБР, БШ та БСВ, на окремі фази (рідкі водну та нафтову, і тверду), яке задовольняє екологічним, технічним та економічним вимогам, запропоновано проводити за розробленим та запатентованим способом [220].

Поставлена задача вирішується тим, що у способі розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій, що включає збирання відходів буріння, регулювання рН та оброблення коагулянтами і флокулянтами, розділення відходів на тверду і рідку фази з наступним використанням рідкої фази та утилізацією твердої фази відходів, згідно з корисною моделлю, під час розділення відходів буріння на фази, рідка фаза розділяється на нафтову і водну складові.

Використання запропонованого способу розділення відходів буріння нафтових свердловин забезпечує вторинне використання або утилізацію одержаних окремих фаз відходів буріння, що відповідає вимогам екологічно

безпечного поводження з БВ [220]. За цим способом можливе проведення регенерації ВБР, оскільки на виході із центрифуги-осушувача одержують зневоднений шлам, який можна повторно використовувати для приготування БР.

Для прискорення осадження зважених частинок доцільно використовувати коагулянт сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3$, а для покращення процесу хімічного осадження флокулянт ПАА, який збільшує розмір пластівців під час коагуляції.

Експериментальні дослідження дозволили визначити оптимальні дози коагулянтів і флокулянтів (рис. 4.8) [28].

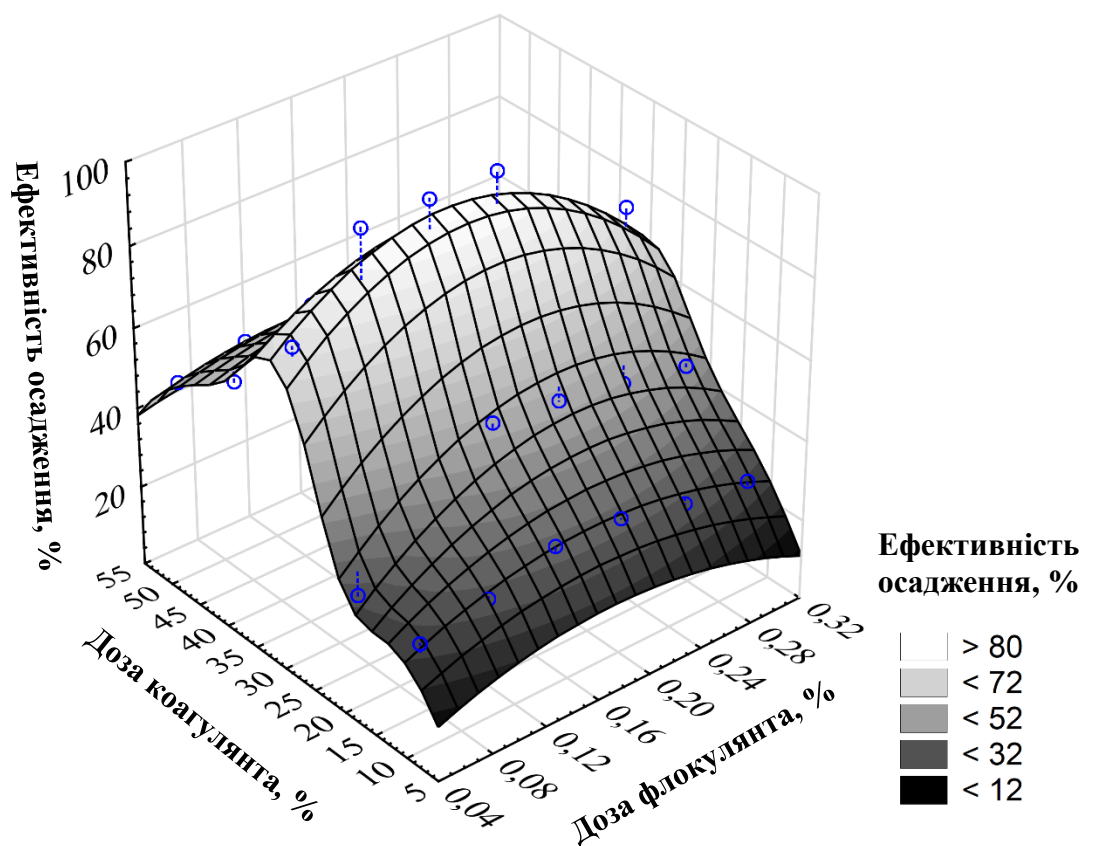


Рисунок 4.8 – Залежність ефективності осадження від дози коагулянта та дози флокулянта

Вплив цих факторів на ефективність осадження можна апроксимувати за допомогою рівняння регресії:

$$Y = -49.4767 + 314.9857 \cdot X_1 + 6.0946 \cdot X_2 - 741.428 \cdot X_1^2 -$$

$$-1.8914 \cdot X_1 \cdot X_2 - 0.087 \cdot X_2^2, \quad (4.1)$$

де Y – ефективність осадження, %;

X_1 – доза флокулянта, %;

X_2 – доза коагулянта, %.

Для цієї моделі коефіцієнт детермінації становив 0,9486, критерій Фішера ($f_1 = 18, f_2 = 20$) $F = 2.0936$ ($F_{\text{табл.}} = 2.18$ – модель адекватна), стандартна помилка оцінки становила 0,3031, що задовольняє вимогам релевантності.

Збільшення швидкості осадження збільшених частинок може зменшити час відстоювання та час відділення суспензії, а також зменшити розмір відстійників. Швидкість осідання зважених частинок в умовах ламінарного потоку визначається рівнянням Стокса:

$$\omega_{dep} = \frac{g \cdot (\rho_s - \rho_m)}{18 \cdot \mu} \cdot d^2, \quad (4.2)$$

де ω_{dep} – швидкість осадження частинок, м/с;

g – прискорення сили тяжіння, м/с²;

ρ_s – густина частинок, кг/м³;

ρ_m – густина середовища, кг/м³;

d – діаметр частинок, м;

μ – динамічний коефіцієнт в'язкості середовища, кг/м·с².

Встановлено, що використання 10 % і 20 % розчину коагулянта недостатньо для повного осадження домішок, утворилася в'язка маса, утворився пастоподібний осад. У разі використання 30 % розчину спостерігалось чітке розділення рідкої та твердої фаз, а утворений осад являв собою пластівці пухкої структури. Подальше збільшення концентрації коагулянта до 40 % і 50 % призводило до поглинання і зв'язування водного осаду, що ускладнювало його відділення. Тому найбільш ефективним є 30 % розчин коагулянта.

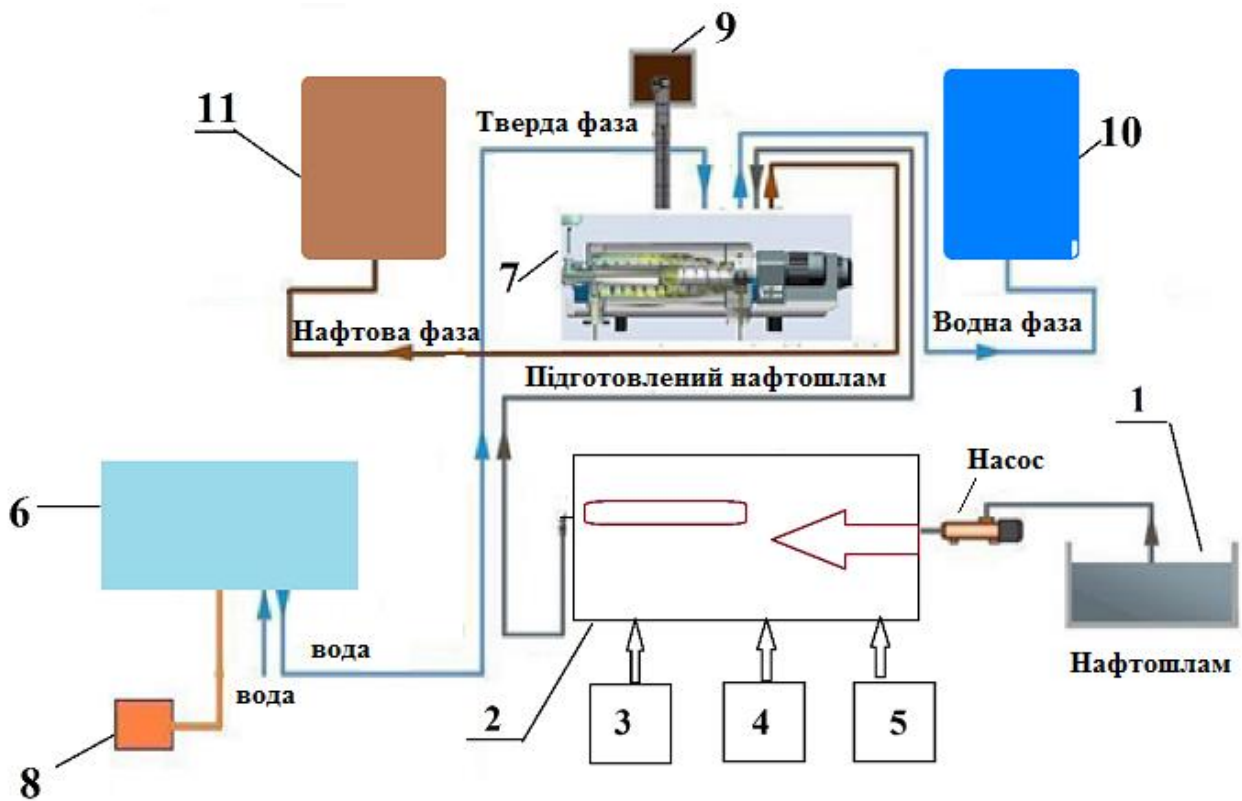
Крім коагулянта, використовувався флокулянт ПАА, який для оптимальної роботи потребує кислого середовища. Тому до розчину додали хлоридну кислоту. Оптимальна доза флокулянта та концентрація кислоти були визначені за допомогою проведених експериментів. Встановлено, що 0,1–0,2 % флокулянта за основною речовиною та 9–10 % розчину кислоти забезпечують максимальну ефективність інтенсифікації процесу седиментації, що призвело до збільшення швидкості осадження частинок з огляду на їх агрегацію на поверхні агента. Варто зазначити, що послідовність додавання реагентів надзвичайно важлива в досліджуваних умовах. Експерименти показали, що спочатку до БСВ необхідно додати хлоридну кислоту для створення відповідного середовища, а потім ПАА та коагулянт. У цьому випадку осад містить мінімальну кількість води і процес відділення твердої фази від рідкої у центрифугі стає легшим.

Причому очищення стічних вод за запропонованою принциповою схемою забезпечує повернення очищеної води в технологічний процес буріння свердловин, що відповідає принципам раціонального водокористування.

Суть розробленого способу розділення бурових нафтовмісних відходів на окремі фази (рідкі водну та нафтову, і тверду) пояснюється за допомогою зображень, де на рисунку 4.9 показана схема експериментальної установки розділення бурових нафтовмісних відходів, яка може бути застосована для очищення БСВ, що містять НП.

Нафтошлам подають з ємності 1 збору нафтошламу до ємності 2 підготовки нафтошламу. Для створення середовища з робочим значенням рН використовують 9–10 % розчин хлоридної кислоти, який подають із ємності 3 до ємності 2 підготовки нафтошламу. Потім у ємність 2 підготовки нафтошламу подають розчини коагулянта та флокулянта з ємності 4 з рідким коагулянтом і ємності 5 з рідким флокулянтом. Розчини коагулянту та флокулянту готують в окремо, в ємностях, виготовлених з органічного скла.

Для прискорення процесу осадження зважених часток як коагулянт використовують 30 % розчин алюміній сульфату.



1 – ємність збору нафтошляму; 2 – ємність підготовки нафтошляму; 3 – ємність з розчином хлоридної кислоти; 4 – ємність з рідким коагулянтном; 5 – ємність з рідким флокулянтном; 6 – ємність з водою; 7 – трикантер; 8 – блок регулювання температури; 9 – ємність твердої фази; 10 – резервуар для водної фази; 11 – резервуар для зберігання нафтової фази

Рисунок 4.9 – Схема експериментальної установки розділення нафтовмісних бурових відходів

Коагулянт отримують шляхом перероблення відходів видобування та збагачення вугілля, що містять не менше 30–40 % алюміній оксиду Al_2O_3 , а вилугування алюмінію у формі сульфатів проводять за рахунок додавання розчину сульфатної кислоти з концентрацією 20 %. Для покращення процесу хімічного осадження як флокулянт використовують розчин поліакріламідну ПАА з концентрацією 0,1–0,2 % за основною речовиною. Після підготовки шлам з реагентами з ємності 2 підготовки нафтошляму та воду з контейнеру 6 управління подають в трикантер 7, який виконує трифазний поділ, тобто одночасне розділення двох незмішуваних рідин з різною щільністю і однієї

твердої фази за умови, що тверда фаза – найважча фаза. Температуру води та розчину нафтошляму регулюють блоком 8 регулювання температури. Розділення нафтового шляму на фази проводять за робочої температури 24 °С. Перша фаза – тверда. Це знешкоджені крупні, середні та дрібні залишки нафтошляму, які подають з трикантера 7 до ємності 9 твердої фази. Друга фаза – водна. Це розділена вода, що входила до складу нафтошляму, та спеціально підготовлена вода для приготування розчину. Цю воду збирають у резервуарі 10 для водної фази. Її можна використовувати для приготування наступної порції розчину. Третя фаза – нафтова. Це найлегша фаза, яка складається з НП, що був виділений з нафтошляму. Цю фазу подають в спеціальний резервуар 11 для зберігання нафтової фази. У подальшому її можливо використовувати у нафтопереробній промисловості для одержання палива або як додаток до паливних сумішей. Оптимальні дози коагулянтів та флокулянтів визначені експериментальним шляхом та описані вище.

Процес проходить за описаною технологічною схемою. Спочатку у ємність 2 підготовки нафтошляму додають 100 г хлоридної кислоти з концентрацією 10 %, а потім 20 г розчину ППА з концентрацією 0,2 % за основною речовиною та 300 г розчину алюміній сульфату з концентрацією 30 % з розрахунку на 1 кг відходів. Суміш відходів з реагентами подають в трикантер 7, де відбувається розділення суміші відходів на окремі фази.

Розділенню підлягають відходи буріння у вигляді нафтошляму, компонентний склад яких визначається вмістом сполук: нафтові вуглеводні – 20 %, механічні домішки – 25 %, вода – 55 %. Температуру підтримують на рівні 24 °С. Процес проводять протягом 2 годин.

Реалізація розробленого способу забезпечує повторне використання освітленої та очищеної води у технологічному процесі, зокрема під час приготування БР, нафтової фази для одержання палива або як додатку до паливних сумішей, утилізацію механічної фракції з одержанням будівельних конструкцій, тим самим знижує техногенне навантаження на довкілля під час буріння нафтових свердловин [221].

Однак варто відмітити, що у рідкі БВ потрапляє значна кількість ВБР на водній та вуглеводневій основі, тому основними превентивними заходами щодо захисту гідросфери від негативного впливу БСВ є перегляд рецептури БР та заміна складових компонентів на менш токсичні.

При вигідному використанні системи очищення БСВ необхідно враховувати її хімічні та фізичні властивості, короткочасний та довготривалий вплив на живі істоти, можливість включення біогенних, навіть токсичних елементів у біохімічні процеси. Обґрунтовано, що комплексна система очищення БСВ є найбільш прийнятним та ефективним підходом, який дозволяє запобігти забрудненню ґрунту та води НП, солями VM.

Існує суттєва потреба у подальших польових дослідженнях, зокрема в дослідженні післяобробки біологічно оброблених БСВ. Майбутні технології поводження з відходами, ймовірно, будуть зосереджені на розробленні та впровадженні біофільтрів із гранульованим завантаженням, отриманих із промислових відходів.

4.3 Удосконалені технології поводження з буровими відходами

Для очищення обважнених і необважнених БР від надмірного вмісту твердої фази і регенерації обважнювача з обважнених БР у процесі буріння нафтових і газових свердловин найбільш ефективними є центрифуги безперервної дії із шнековим вивантаженням осаду різного типу. Рівень екологічної безпеки одержаної твердої фази для обґрунтування можливості використання її за цільовим призначенням як товарного продукту оцінювали на підставі визначеного коефіцієнта небезпеки за показниками кількісного вмісту у шламі токсичних забруднювальних речовин та значення радіоактивності.

Дослідження радіоактивності. Першочерговим є визначення радіоактивності за показником ефективної питомої активності природних радіонуклідів, значення якого не повинно перевищувати 370 Бк/кг (1 клас) для використання відходу для всіх видів будівництва без обмежень згідно з

НРБУ-97, ДБН В.1.4-1.01-97. На основі вимірювань одержали значення потужності еквівалентної дози випромінювання (табл. 4.2).

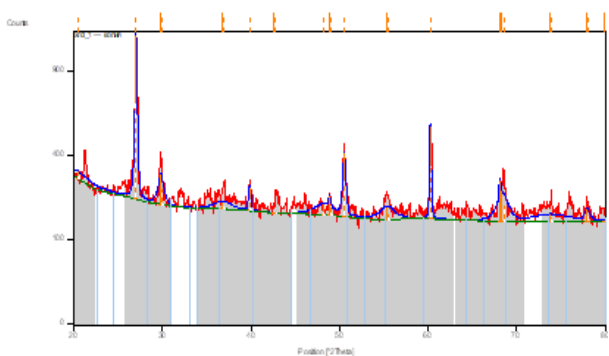
Таблиця 4.2 – Результати вимірювання радіоактивності зразків

№ зразку	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Значення, мкЗв/год	0,15	0,12	0,14	0,12	0,12	0,09	0,13	0,13	0,11	0,09

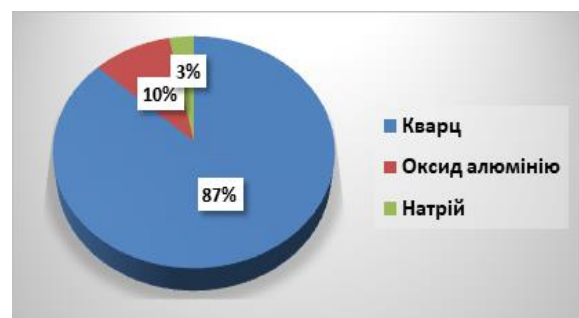
За результатами радіологічної оцінки рівень радіоактивності зразків знаходиться у межах нормативно встановленого (0,3 мкЗв/год), тому буровий шлам є екологічно безпечним.

Дослідження фазового складу бурового шламу. Елементний склад та фазовий аналіз твердої фази БШ дозволяють визначити мінеральний склад та наявність ВМ. На підставі цієї інформації можна рекомендувати способи утилізації відходу, наприклад використання у виробництві будівельних матеріалів, для відсіпки доріг тощо, тобто корисне його використання, що має екологічні переваги у порівнянні із захороненням на полігонах.

Для фазового складу одержали таке співвідношення за фазами для зразків № 2 та № 3 (рис. 4.10 та рис. 4.11 відповідно).



(а)



(б)

Рисунок 4.10 – Вид дифрактограми (а), співвідношення між фазами (б) для зразку №2

Вміст ідентифікованої фази кварцу (87 %) у досліджуваному зразку твердої фази, одержаної на виході з центрифуги, обумовлений складом гірської породи у межах дії бурильної установки.

Наявність оксиду алюмінію (10 %) пояснюється хімічним складом БР, оскільки застосовувався розчин на глино-полімерній основі.

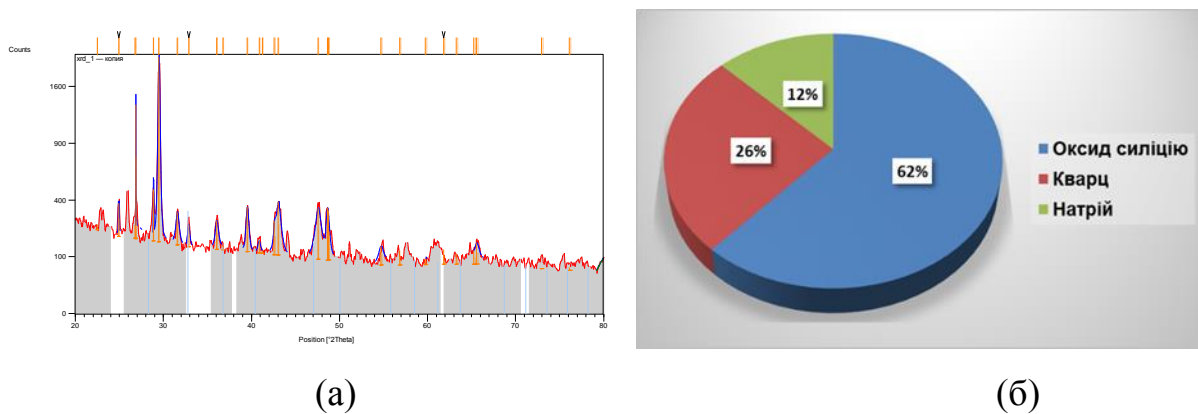


Рисунок 4.11 – Вид дифрактограми (а), співвідношення між фазами (б) для зразку №3

Результати рентгенофазового аналізу для зразку №3, утвореного твердою фазою на виході з центрифуги, засвідчують відмінний склад у порівнянні із зразком №2, що цілком пояснюється застосуванням БР іншого хімічного складу, зокрема на вуглеводневій основі. Для цього зразку переважаючою фазою виявився оксид силіцію (62 %), натомість вміст кварцу знизився по відношенню до попереднього зразку (26 %). Не зважаючи на те, що хімічна формула SiO_2 та гексагональна кристалічна система однакові для обох фаз, відмінність полягає у параметрах комірок кристалічних решіток.

Дослідження елементного складу досліджуваних зразків. На підставі проведеного рентгено-флуоресцентного аналізу та одержаних результатів встановлено, що серед виявлених у шламі хімічних елементів певною токсичністю володіє група ВМ, утворена для зразків № 1 та № 2 такими елементами, як ферум, нікол, хром, цинк, плюмбум. Якщо порівнювати кількісний вміст кожного металу, то спостерігається тенденція збільшення їх

концентрації у зразку на виході з центрифуги у порівнянні з входом за рахунок концентрування у твердій фазі, тому можна припустити, що у фугаті їх вміст знизиться (рис. 4.12 та рис. 4.13). Усі значення, за винятком Мангану, не перевищують встановлені ГДК для ґрунту.

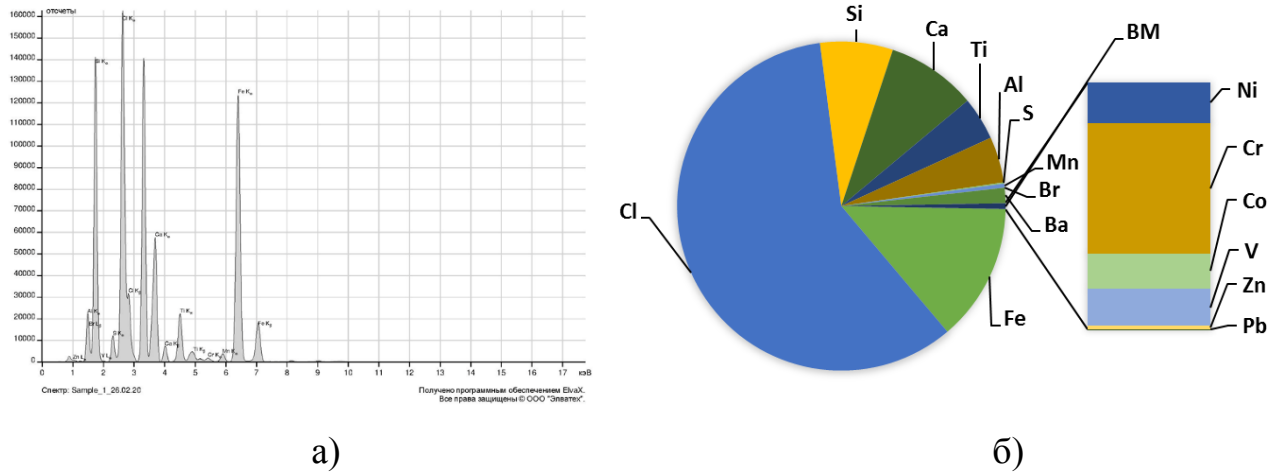


Рисунок 4.12 – Спектрограма (а) та елементний склад (б) БШ зразка №1

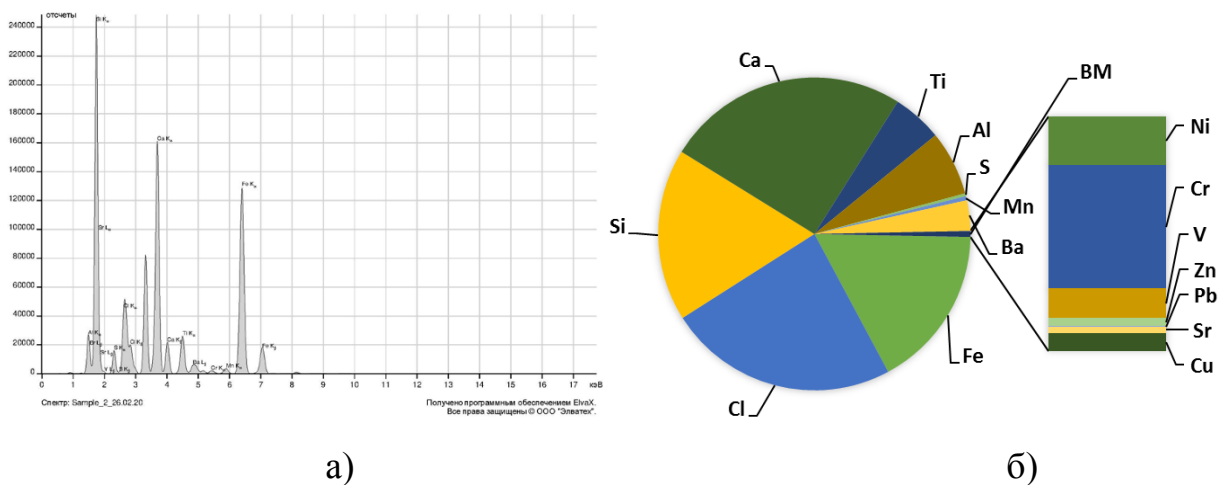


Рисунок 4.13 – Спектрограма (а) та елементний склад (б) БШ зразка №2

На підставі порівняння елементного складу зразків БШ на вході в центрифугу (№1) та твердої фази на виході з центрифуги (№2) експериментально підтверджена гіпотеза про збільшення концентрації елементів, характерних для гірських порід, та, навпаки, зниження концентрації хімічних елементів, які входять до складу БР та перейдуть до рідкої фази після розділення у центрифугі.

Дані хімічного складу на рисунку 4.9 та рисунку 4.10 засвідчують зниження концентрації хлору (хімічного елементу БР на глиняно-мінеральній основі та сольових розчинів). Водночас, збільшується частка силіцію, заліза та кальцію, що підтверджено результатами рентгенофазового аналізу з ідентифікацією переважаючих фаз досліджуваних зразків.

Окрему групу хімічних елементів, визначених у складі всіх зразків, утворюють ВМ. Однак їх вміст досить незначний – не більше 0,3 %, а для окремих металів – на рівні слідів. Варто зазначити, що для зразків №№ 3 та 4 серед ВМ присутні ферум, нікол, купрум, плюмбум. Тенденція аналогічна з попередніми зразками.

На підставі проведеного рентгено-флуоресцентного аналізу та одержаних результатів встановлено, що серед виявлених у шламі хімічних елементів певною токсичністю володіє група ВМ, утворена для зразків №№ 7, 8 та 9 такими елементами, як ферум, нікол, купрум, плюмбум. Усі значення не перевищують встановлені ГДК для ґрунту.

Для зразку № 10 серед ВМ присутні ферум, купрум, плюмбум, хром. Тенденція аналогічна з попередніми зразками.

З метою очищення ґрунтів від ВМ доцільно застосовувати біохімічний спосіб їх ремедіації. У роботі [222] запропоновано та розроблено композити різного складу, які містять іммобілізовані бактерії, що здатні зв'язувати ВМ в нерозчинні комплекси. Дослідженням щодо впливу складу органічно-мінеральної композиції на рухомі форми ВМ підлягали такі композити: БК – біогенний композит як продукт анаеробної переробки шламових відкладень і фосфогіпсу; ОМК – орґано-мінеральний компост на основі суміші фосфогіпсу (10 % за масою), суперфосфату (1 % за масою) та гумусу великої рогатої худоби; SHSPH – суміш гумату натрію та суперфосфату (1:1). Встановлено, що максимальний ступінь зниження рухливості ВМ (не менше ніж на 70 %) досягнуто у разі використання як біогенного композиту. Отримано експериментальні дані щодо величини швидкості окиснення субстрату мікробною біомасою ґрунту з виділенням CO₂, за значеннями якої визначали

швидкість росту мікроорганізмів. Доведено кореляційні співвідношення динаміки значень окисної здатності біомаси для біому ґрунту та швидкості окиснення субстрату протягом тривалого часу оброблення різними дозами біокомпозиту з використанням методів математичної статистики.

На підставі зазначених результатів для обґрунтування використання одержаних продуктів після розділення та осушення шламу за конкретним функціональним призначенням доцільно додатково провести дослідження щодо хімічного аналізу водної витяжки шламу за показниками: катіонний та аніонний склад (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Ba^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , OH^-); водневий показник рН [223].

Проведення такого аналізу регламентується Базельською конвенцією, регламентними вимогами до технічної води, а у випадку скиду як стічної води – Правилами приймання стічних вод у міську каналізацію та Правилами охорони поверхневих вод від забруднення. Згідно з Базельською конвенцією хлориди натрію, калію та кальцію відносяться до Списку В, групи В2040. Однак оскільки БШ є не сухим відходом, то переважна більшість катіонів та аніонів, вміст яких обумовлений рецептурою БР, буде вимиватися у рідку фазу. Для оцінки якості очищення води згідно затверджених в Україні методик проводять аналіз на катіонний та аніонний склад та визначення водневого показника – вода з лужною та кислою реакцією не допускається для використання як технічна.

З метою реалізації принципів раціонального природокористування та екологічної безпеки на територіях нафтовидобування ефективним та доцільним є спосіб утилізації твердої фази БШ, що ґрунтується на впровадженні ресурсозберігаючої технології сумісної утилізації БШ і фосфогіпсу з одержанням будівельного матеріалу, як продукту остаточного використання (товарного продукту) [224].

У попередніх роботах [181] науково обґрунтовано ефективність та екологічність використання БШ та фосфогіпсу для одержання гіпсобетону, що одночасно вирішує проблему зниження антропогенного тиску на навколишнє середовище від промислових відходів та обмеженості запасів природної сировинної бази. Одержаний гіпсобетон відповідає задовільним екологічним та

технічними характеристиками (міцність на стиск та дифузія ВМ з гіпсобетону в екстракт відповідно) за рахунок хімічної іммобілізації ВМ БШ, чому сприяє проходження фізико-хімічних процесів та утворення кристалічної структури гіпсобетону.

За одержаними даними щодо величини абсолютної вологості БШ розраховували середнє арифметичне відносної вологості трьох паралельних визначень. Результати усередненого значення відносної вологості БШ можна надати у вигляді гістограми, що зображена на рисунку 4.14.

Ефективність ступеня осушення в центрифугі для БШ на глиняно-полімерній основі для зразків № 1 та № 5 становить 81,45 % та 80,55 % відповідно. Ефективність ступеня осушення в центрифугі для БШ для зразків № 7, № 8 та № 9 становить 51,37 %, 50,63 % та 55,71 % відповідно.

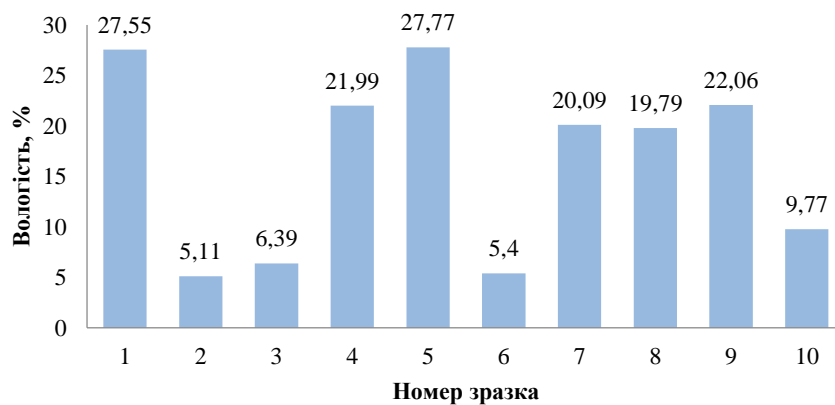


Рисунок 4.14 – Вологість досліджуваних зразків бурового шламу

Виходячи з одержаних результатів ступеня осушення БШ на глиняно-полімерній основі та вуглеводній основі варто зазначити, що ступінь осушення шламу вищий на глиняно-полімерній основі і складає майже 82 % у порівнянні з 56 %. Це обумовлюється хімічними та фізичними властивостями глиняно-полімерної основи шламу, а також водовіддачею. У світовій практиці зустрічається [225] утилізація та розділення БШ у вертикальних та горизонтальних центрифугах.

Для зневоднення шламу в основному застосовуються стрічкові вакуум-фільтри, рідше пульсуючі, осаджувальні або осаджуючо-фільтруючі центрифуги. Всі ці апарати дозволяють одержувати вологу в межах 28–35 % на вакуум-фільтрах і 25–32 % – на центрифугах [226].

Варто зазначити, що ступінь осушення шламу залежить від режиму роботи центрифуги, а саме швидкості обертів та швидкості подачі БШ. Одержані у результаті проведеного дослідження дані відповідають не найбільш осушуючим режимам роботи ОВШ-950. Виходячи з цього, у разі налаштування центрифуги на найбільш осушуючий режим роботи можна одержати більш осушену шламову масу і більш високу концентрацію обважнюючих частин у рідкій фазі розчину.

Також потрібно відмітити, що БШ з вуглеводневого розчину з високим вмістом обважнюючих часток, а саме барит, істотно ускладнює процес осушення БШ, та вимагає увімкнення усіх систем внутрішнього очищення центрифуги.

У разі розділення БШ ефективним є застосування комплексного підходу, тобто проведення його розділення та осушення послідовно з використанням різних установок: центрифуг, осушувачів, що сприяє підвищенню ефективності розділення на фази, використання рідкої фази повторно для приготування БР, та застосування твердої фази як вторинної сировини (дрібного заповнювачу) для виробництва будівельних матеріалів чи композиційних матеріалів [227].

4.4 Оцінка впливу на екосистеми за інтегрально-диференційним підходом

Проаналізувавши специфіку впливу БВ на гідросферу, зокрема на гідробіонтів, на кожному етапі нафтовидобувної діяльності стала можливим ідентифікація доміантних факторів впливу та їх внесок у комплексне техногенне навантаження. Встановлено, що зважаючи на принципи біоаккумуляції та біомагніфікації, вища концентрація поллютанту з розрахунку на одиницю маси тіла характерна для вищих трофічних рівнів. Тому на підставі описаних категорій значущості оцінено ступінь впливу на морських ссавців,

птахів та риб у результаті проведення технологічних операцій, що супроводжуються хімічним та параметричним забрудненням водного і повітряного середовища (табл. 4.3).

Дані таблиці 4.3 свідчать про найбільшу шкоду акустичного впливу на китоподібних та ластоногих під час проведення сейсморозвідувальних робіт. Випадкові розливи та витоки, що характеризуються мінливістю складу і кількості, становлять небезпеку для всіх компонентів морської екосистеми. Інші технологічні операції у випадку дотримання встановлених вимог володіють нехтовно малим ефектом.

Таблиця 4.3 – Оцінка впливу нафтовидобувної діяльності на морські екосистеми за категоріями значущості

Вплив Реципієнт	Шум і дослідницькі судна	Скид стічних вод	Викиди у результаті спалювання	Видалення твердих і небезпечних відходів	Випадкові розливи та витоки
Китоподібні і ластоногі	II	IV	IV	IV	III
Морські риби	IV	IV	IV	IV	III
Морські безхребетні	III	IV	IV	IV	III
Морські птахи	IV	IV	IV	IV	III
Якість води	IV	IV	IV	IV	III
Якість повітря	IV	IV	IV	IV	III

З метою оцінки навантаження на морські екосистеми від нафтовидобувної діяльності доцільно застосовувати інтегрально-диференційний підхід, сутність якого полягає у таких аспектах [30]:

1) розроблення єдиної розширеної системи категорій індикаторних (сигнальних) показників якості, що враховує кліматичні, геологічні, географічні, геофізичні, геохімічні, гідробіологічні та інші параметри середовища ведення нафтовидобувної діяльності і як наслідок її впливу на місцеву біоту;

2) виділення у межах кожної категорії укрупнених індикаторів, які якнайповніше характеризували б стан екосистеми відкритого океану і континентального моря, шельфу Арктики і Мексиканської затоки;

3) застосування системи уточнених індикаторів у межах відповідних укрупнених одиниць для кожного окремого досліджуваного об'єкта.

Адекватну оцінку впливу процесу освоєння морських родовищ та видобування нафти на якість середовища можна здійснити на підставі розробленої системи інтегральних категорій індикаторів. Нами обрано та обґрунтовано сім категорій індикаторів: параметри води; фітопланктон; зоопланктон; морські риби; морські птахи; морські ссавці; бентос. Будь-яка екосистема, зокрема і морська, є сукупністю організмів різних таксономічних груп та рівнів організації, взаємопов'язаних трофічними, топічними, форичними та фабричними відносинами, тобто складається з абіотичної та біотичної компонент. Для морських гідробіонтів визначальними абіотичними екологічними факторами є параметри саме водного середовища, хоча колообіг речовин та обмін енергією відбувається як з атмосферним повітрям, так і з надрами. Біоценози морських екосистем досить різноманітні, що знову ж таки залежить у першу чергу від географічних та кліматичних умов. Так, приміром, екологічні піраміди чисел Елтона для північних морів свідчать про невелику кількість трофічних рівнів (до 4–5), натомість для екваторіальних чи тропічних широт трофічні ланцюги досить розвинені і у кількісному, і у якісному плані. У зв'язку з цим негативного впливу від нафтового забруднення морського середовища будуть зазнавати всі еколого-трофічні групи гідробіонтів.

Структурно-організаційна схема індивідуальних індикаторів у межах кожної категорії подана у Додатку М (табл. М.1).

Висновки та узагальнення до розділу 4

У розділі 4 «Зниження техногенного навантаження на атмосферне повітря та гідросферу від нафтовидобувної галузі» одержано такі результати.

1. Навантаження на екосистеми у результаті видобування нафти на шельфових родовищах не обмежується лише наслідками нафтового забруднення водного середовища. Негативного впливу різного ступеню зазнає АП, водні та біологічні ресурси, надра. До атмосферного повітря внаслідок спалювання супутнього газу надходять переважно парникові гази CO_2 та CH_4 , оксиди нітрогену NO_x та леткі органічні вуглеводні неметанового ряду. Дія на надра, пов'язана з геомеханічними; гідродинамічними; геохімічними; геотермічними змінами, присутня на всіх етапах нафтовидобувної діяльності.

2. Встановлено, що у водному середовищі нафтові вуглеводні зазнають трансформацій, спричинених фізичними, хімічними та біохімічними процесами, провідна роль серед яких належить біодеградації за участі бактеріальних консорціумів складу *Alcanivorax*, *Acinetobacter*, *Marinobacter* та *Pseudomonas* та деяких грибів з родів *Trichoderma*, *Aspergillus* *Cunninghamella*, *Penicillium*.

3. Системний підхід до вирішення поставленого завдання передбачає дослідження нафтовидобувної діяльності як системного цілого, тому була проведена декомпозиція процесу на взаємопов'язані складові з метою виділення ключових факторів впливу на всіх стадіях. Визначено, що на етапі проведення сейсморозвідувальних робіт основним екодестабілізуючим чинником є шум, по відношенню до якого китоподібні і ластоногі виступають як найбільш чутливі реципієнти. Буріння свердловин та видобування нафти супроводжуються забрудненням середовища існування морських гідробіонтів нафтою, БШ, БСВ, ВМ, радіоактивними елементами.

4. Для прогнозування рівня техногенного навантаження розроблено систему індикаторів та сигнальних показників якості, що враховує як фізико-хімічні властивості абіотичної компоненти екосистеми, так і параметри еколого-трофічних груп біоти.

5. Розроблено технологію поводження з буровими відходами, що полягає у збиранні відходів буріння, регулюванні рН та обробленні коагулянтами і флокулянтами, розділенні відходів на тверду і рідку фази у полі дії відцентрових сил, що апаратурно здійснюється в центрифугі чи декантері. Встановлено залежність ефективності седиментації від дози коагулянту і флокулянту під час реалізації розробленої технології розділення БШ під впливом відцентрових сил, зокрема науково обґрунтовано дози алюміній сульфату та поліакріламід у рівні 30 % та 0,1–0,2 % за основною речовиною відповідно.

6. Реалізація розробленого способу забезпечує повторне використання освітленої та очищеної води у технологічному процесі, зокрема під час приготування бурового розчину, нафтової фази для одержання палива або як додатку до паливних сумішей, утилізацію механічної фракції з одержанням будівельних конструкцій, тим самим знижує техногенне навантаження на довкілля під час буріння нафтових свердловин.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [208, 209, 212, 214, 215, 219–223, 227].

РОЗДІЛ 5

РОЗРОБЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ НАФТОЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ МЕТОДАМИ БІОРЕМЕДІАЦІЇ

5.1 Біотехнологічний спосіб деградації нафтових вуглеводнів

Забруднення довкілля НП порушує процеси розвитку рослин, уповільнює самоочисні властивості земель і деформує структуру місцевих біоценозів. Розвиток токсичного ефекту проявляється у різних еколого-трофічних групах неоднаково, що пов'язано, у першу чергу, з індивідуальними особливостями організмів, зокрема наявністю ферментативної системи, здатної до трансформацій НВ: парафінових, ароматичних та циклічних.

На підставі досліджень токсикокінетики та токсикодинаміки нафти для окремих угруповань мікроорганізмів розроблено підходи до застосування біоремедіації як дієвого комплексу заходів, спрямованого на очищення ґрунтів із застосуванням біологічних об'єктів. Для отримання бажаного результату використовують рослини, мікроорганізми, гриби, черв'яки тощо. Достатньо широкого застосування нині набувають біопрепарати, які або безпосередньо вносять у середовище, або з їх допомогою активують існуючу мікрофлору. Цей метод не позбавлений як переваг, так і недоліків, що описані у першому розділі.

Наслідком забруднення ґрунтів НП залишається їх гідрофобність, виникнення анаеробних умов, підвищення ерозії, втрата родючості земель. Екологічні збитки полягають в утворенні токсичних сполук, яким властива біоаккумуляція та канцерогенність. Саме тому розроблення найбільш ефективного комплексу заходів для очищення ґрунтів від поллютантів є пріоритетним завданням під час дослідження забруднених НП земель [228].

Рівень забруднення земельних ділянок залежить від якісних і кількісних показників. До першої групи чинників віднесено якісний хімічний склад нафти, клас небезпеки, ступінь токсичності для живих організмів і характер

трансформації забруднювальних речовин, механічну структуру, тип, водний режим і генетичний профіль ґрунту, тип клімату. Другу групу показників доцільно розділити на дві підгрупи: кількісні характеристики НВ, що надійшли, переважно аренів, нафтенів і парафінів, і окремо показники ґрунту. Забруднення ґрунту нафтою можна охарактеризувати ланцюжком причинно-наслідкових зв'язків (рис. 5.1) [3].

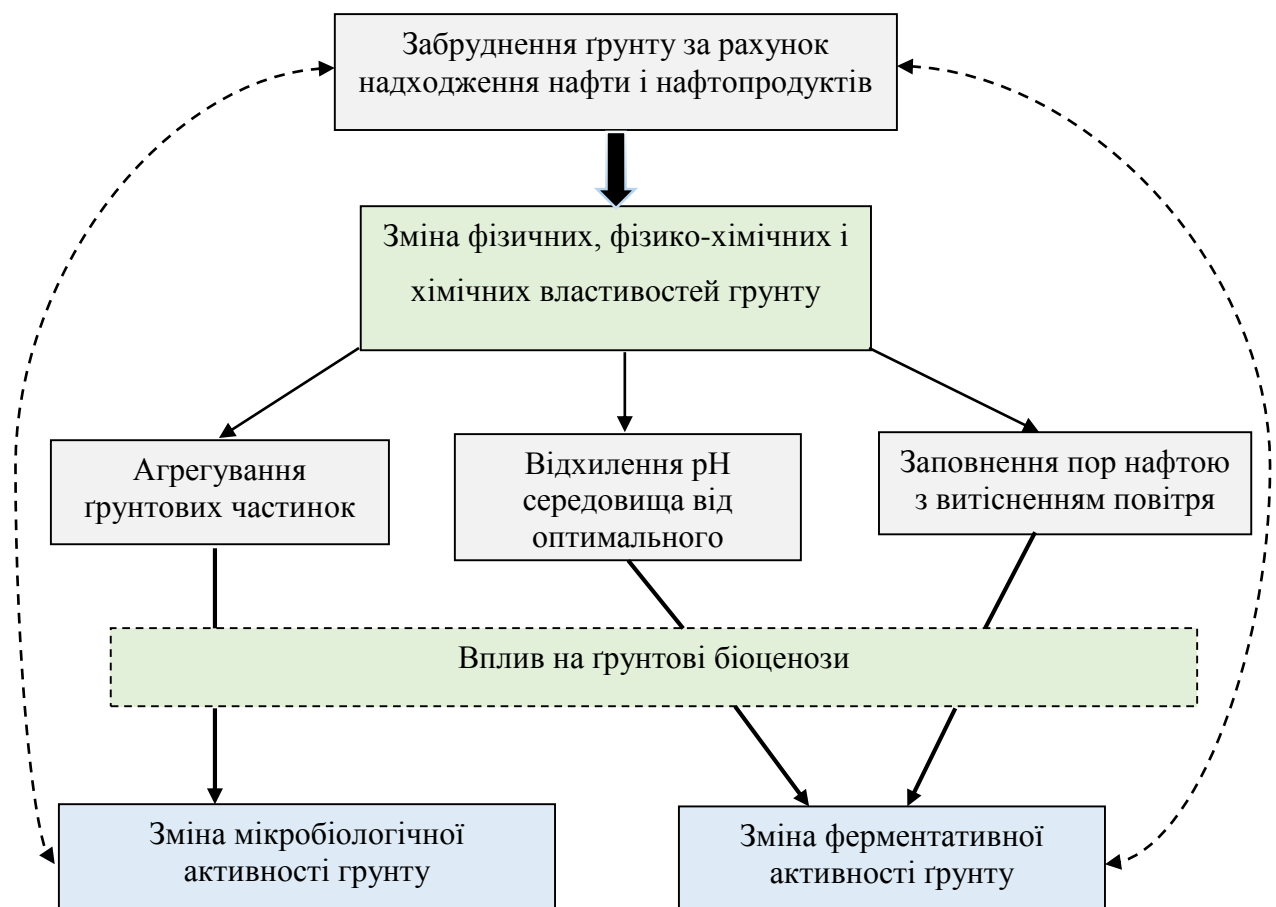


Рисунок 5.1 – Схема причинно-наслідкових зв'язків під час забруднення ґрунту нафтою [3]

Для оцінки екологічної ситуації необхідно враховувати концентрацію кожної сполуки в ґрунті, глибину проникнення і швидкість міграції. Зазначені параметри безпосередньо пов'язані з такими фізико-хімічними властивостями ґрунту: водневий показник рН, окисно-відновний потенціал E_h , температура, вологість, кількість опадів і ступінь аерації.

Більш легкі вуглеводні з часом проникають на велику глибину, а важкі фракції сорбуються ґрунтовими агрегатами в приповерхневому шарі. Процес окиснення нафти у ґрунті проходить у три етапи. На першому – відбувається фізико-хімічне і частково мікробіологічне розкладання аліфатичних вуглеводнів. На другому – мікробіологічне розкладання низькомолекулярних структур різних класів і утворення смоляних речовин. На третьому – трансформація високомолекулярних сполук: смол, асфальтенів, циклічних вуглеводнів. В аеробних умовах кінцевими продуктами біотрансформації політанта стають вода та вуглекислий газ.

Отже, на початкових стадіях міграції ЗР більш активно проходить фотоокиснення і випаровування легких вуглеводнів. Біодеструкція порівняно відтягнута в часі, що пов'язано з поступовим розвитком специфічної аборигенної мікрофлори, яка володіє нафтоокиснювальними властивостями. Зазначені процеси сприяють комплексній деградації нафти в ґрунті, але не виключають вторинне забруднення навколишнього природного середовища агресивними політантами, утвореними за рахунок трансформації вихідних речовин під впливом зовнішніх факторів.

5.1.1 Дослідження впливу абіотичних факторів на ефективність біоремедіації

Швидкість деструкції НП залежить від багатьох факторів: температура, рН, інтенсивність сонячного світла, окисно-відновні реакції, осмотичний тиск, вологість, фізико-хімічний склад нафти, хімічний та гранулометричний склад ґрунту, концентрація біогенних елементів у ньому тощо. Найбільш оптимальними для росту вуглеводнеокисних мікроорганізмів вважаються мезофільні температури (20–30 °С) та значення рН близькі до нейтральних, вологість на рівні 60–65 %, доступність кисню.

Деградація пірену *Caulobacter sp.* і *Bacillus fungorum* була встановлена зі швидкістю 35–59 % відповідно за різних умов навколишнього середовища, таких

як температура та рН. Наприклад, ріст *Caulobacter sp.* не залежить від температури, тоді як для *Bacillus fungorum* найбільш оптимальним був діапазон температур 25–37 °С. У разі рН на рівні кислої реакції середовища умови були більш оптимальними, ніж лужна реакція середовища для *Caulobacter sp.*, але *Bacillus fungorum* толерантний до широких діапазонів рН [229].

Ефективність руйнування нафти має позитивну кореляцію з температурою: найвища швидкість мінералізації нафти спостерігалася за температури 50 °С, а за температури 30–50 °С мікробне співтовариство в нафтозабруднених ґрунтах стало більш різноманітним за рахунок виявлення нових бактеріальних груп. Замість цього мінералізація нафти зменшується із збільшенням солоності до 7 % [230].

До грибів та дріжджевих грибів, які використовуються для деструкції нафти, відносять *Aspergillus niger*, *Candida glabrata*, *Candida krusei*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Rhizopus nigricans*, *Fusarium moniliforme*, *Aspergillus flavus* і *A. ustus*. Досліджений штамп роду *Candida sp.* розвивається за температури 25–30 °С, рН = 4–6 од. У разі підвищення температури до 37 °С різко уповільнюються темпи росту. Представники культури добре зростають у середовищі з 5–7 % концентрацією нафти. Ступінь нафтодеструкції грибами залежить від присутності поживних компонентів у середовищі. Для створення оптимальних умов життєдіяльності асоціації бактерій і дріжджів (*Rhodococcus erythropolis*, *Rhodococcus maris*, *Rhodococcus erythropolis*, *Pseudomonas stutzeri*, *Candida lipolytica*), які сприяли б найбільш ефективному окисненню НВ, необхідно підтримувати температуру на рівні 5–40 °С, а значення водневого показника повинні бути в межах рН = 4,5– 9,5 од. Їх недоліком є нездатність утилізації вуглеводнів за температури вище 40 °С [228].

Ефективність біоремедіації в основному визначається такими абіотичними факторами, як температура, поживність, хімічний склад НВ, наявність інших речовин, зокрема ВМ, розчинність, біодоступність, фізико-хімічні властивості ґрунту, кисень, вологість ґрунту, кислотність та лужність.

За результатами дослідження [144] проведено кластерну візуалізацію інноваційних технологічних рішень у сфері комбінованого використання біопроцесів для детоксикації ґрунтів, забруднених важкими металами та нафтопродуктами.

За даними бази даних Scopus, за допомогою програмного забезпечення VOSviewer сформовано кластери інноваційних досліджень у сфері біоремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами та нафтопродуктами. Виявлено три кластери (рис. 5.2):

– червоний кластер – біотехнологічні рішення для зв’язування складних вуглеводнів і важких металів у структурі матриці різної природи з використанням біологічних агентів;

– блакитний кластер – процеси біодеградації забруднювальних речовин, зокрема важких металів, при відновленні ґрунтових екосистем;

– зелений кластер – технологічні рішення фіторемедіації з використанням різноманітних комбінацій видів рослин та симбіотичних еколого-трофічних груп мікроорганізмів.

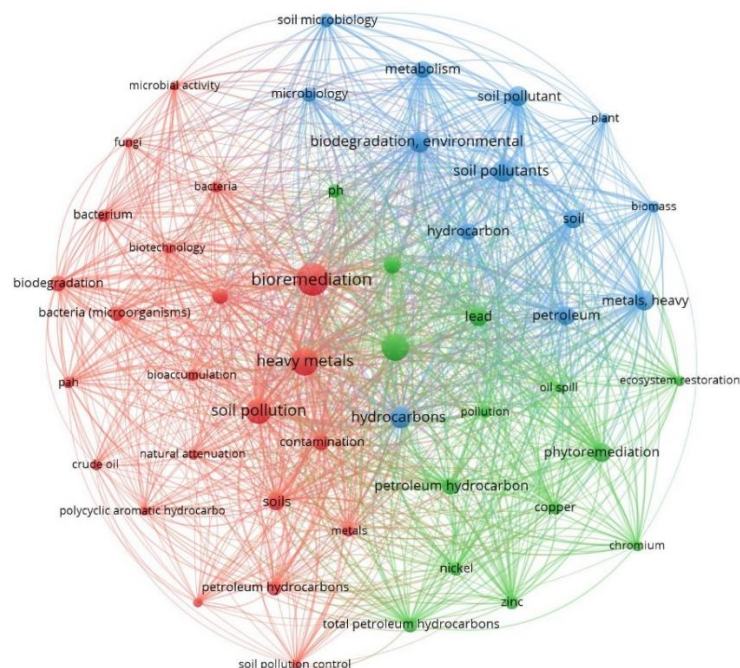


Рисунок 5.2 – Кластери візуального моделювання (всі кластери об’єднані спільними дослідженнями тематично та регіонально)

Підвищення ефективності біоремедіації передбачає дотримання вимог щодо нормативних значень фізичних, фізико-хімічних і хімічних параметрів середовища: вологості, температури, водневого показника рН, окисно-відновного потенціалу Eh, кількості аерованого кисню, запасу поживних речовин. Аналіз досліджень вказує на оптимальне значення рН близьке до 7 од., що відповідає нейтральній реакції середовища. Меліорацію кислих і лужних ґрунтів проводять за рахунок введення необхідної дози вапна і гіпсу відповідно.

Дослідженню щодо визначення рівня фітотоксичності нафти підлягали зразки ґрунту, забруднені НВ внаслідок розливу нафти під час аварійних ситуацій. Такі зразки з різним вмістом нафти відібрано поблизу Качанівського родовища Дніпровсько-Донецького нафтогазоносного регіону (50°19'09" пн.ш., 34°36'29" сх.д.), Сумська область, Україна. Зразки були відібрані протягом квітня 2020 року. Верхні 20 см ґрунту зібрали стерильним шпателем у стерильні поліетиленові пакети для подальшого транспортування та мікробіологічного аналізу. Зразки зберігали за температури 4 °С до подальшої обробки. Експериментальне дослідження проводили за температури 21 °С. Тип ґрунтових зразків чорнозем типовий вилужений глибокогумусний крупнозернисто-світло-глинистий. Фізико-хімічні показники ґрунту наведені в таблиці 5.1.

Таблиця 5.1 – Фізико-хімічні властивості досліджуваних зразків ґрунту

Параметри	Початковий вміст нафти, %	Фізико-хімічні параметри		Вміст поживних речовин (NPK)		
		рН	Органічний вуглець (%)	Фосфор, мг/кг	Нітроген, мг/кг	Калій, мг/кг
Незабруднений ґрунт (контроль)	0	6,6	1,00	192	123	185
Зразок №1	2	6,5	0,44	106	71	109
Зразок №2	4	6,7	0,36	98	64	99
Зразок №3	8	6,8	0,31	86	46	83
Зразок №4	12	6,9	0,27	78	39	67

Фітотоксичний тест. Дослідження проведено за методикою, описаною в ДСТУ ISO 11269-2: 2002 Якість ґрунту. Визначення дії забруднюючої речовини на ґрунтову флору. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин.

Пластикові горщики (0,5 кг) заповнювали відповідно до наступного експериментального плану з п'ятьма повтореннями для кожної обробки. Для досліду використовували контрольні та чотири тест-горщики з різним вмістом нафти (№1 – 2 %, №2 – 4 %, №3 – 8 %, №4 – 12 %). У кожен горщик було посіяно по 25 насінин вівса (*Avena*) на горщик, по 30 насінин салату (*Lepidium sativum*) і пшениці (*Triticum aestivum*) на горщик. Горщики усіх зразків забезпечувалися майже однаковою кількістю води. Весь експеримент проводили протягом 21 дня. Тестову відповідь продуктивності рослин оцінювали з точки зору схожості насіння, довжини коренів і довжини пагонів. Рівняння (5.1) і (5.2) використовували для оброблення результатів та визначення фітотоксичного ефекту (ФЕ, %) [231].

$$\text{ФЕ} = \frac{B_0 - B_1}{B_0} \cdot 100\% \quad (5.1)$$

$$\text{ФЕ} = \frac{L_0 - L_1}{L_0} \cdot 100\% \quad (5.2)$$

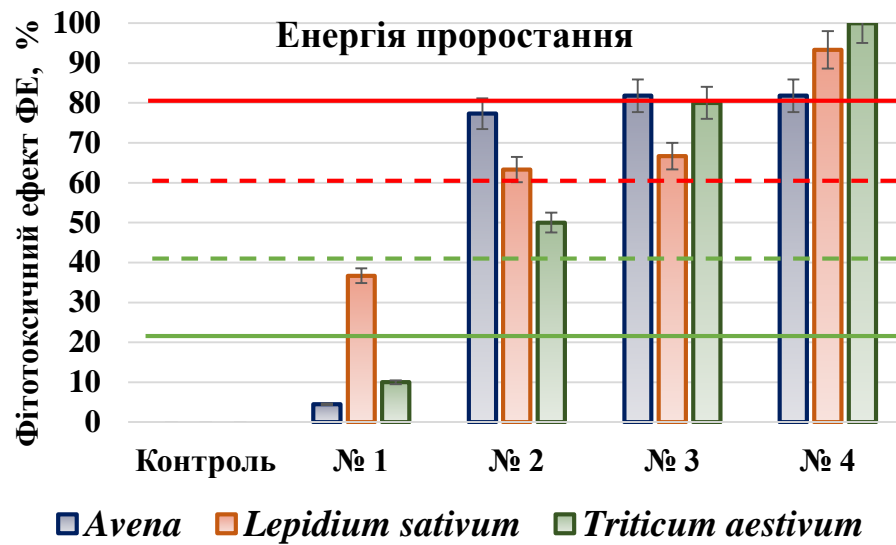
де B_0 – схожість у контрольному зразку, од;

B_1 – схожість у досліджуваному зразку, од;

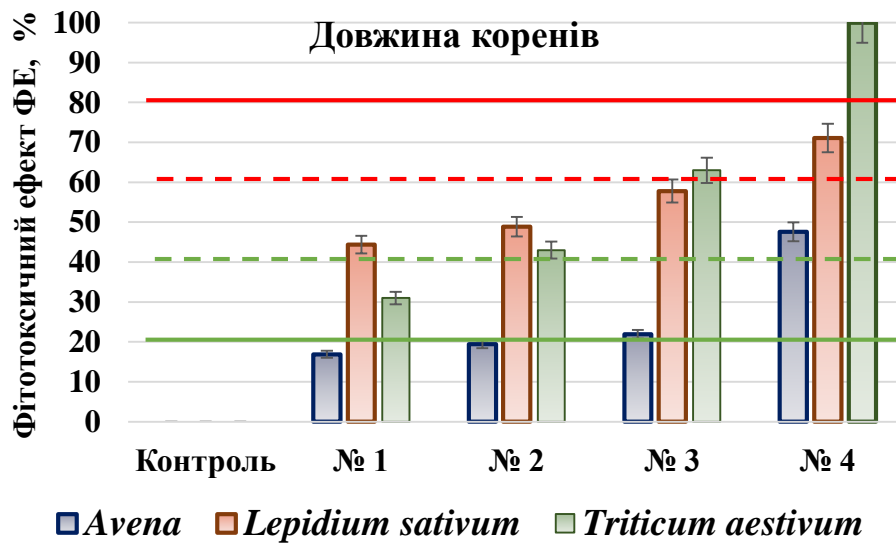
L_0 – довжина кореня (пагонів) у контрольному зразку, см;

L_1 – довжина кореня (пагонів) у досліджуваному зразку, см.

На 21-й день дослідження були отримані показники тест-відповіді тест-рослин вівса, салату і пшениці за енергією проростання, довжиною коренів і пагонів. Фітотоксичний ефект для *Avena*, *Lepidium sativum* і *Triticum aestivum* отримано після обробки результатів за допомогою рівнянь (5.1) і (5.2). За отриманими результатами побудовано графіки фітотоксичного ефекту від концентрації нафти в ґрунті за різними показниками (рис. 5.3).

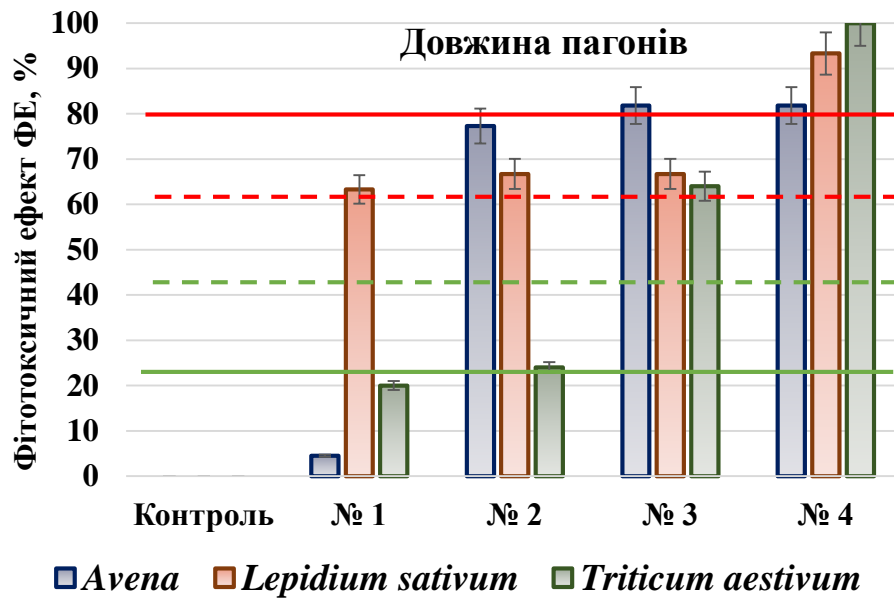


(a)



(б)

Рисунок 5.3 – Залежність фітотоксичної дії від концентрації нафти в ґрунті (енергія проростання (а), довжина кореня (б) і довжина пагонів (в))



(В)

Рівень токсичності	
— (solid green)	низький
- - - (dashed green)	середній
- · - · - (dash-dot red)	вище середнього
— (solid red)	високий

Рисунок 5.3 – Аркуш 2

За концентрації нафти в ґрунті на рівні 2 % рівень токсичності для салату за довжиною пагонів спостерігається як вище середнього, а за довжиною коренів – середній. Забруднення ґрунту нафтою на рівні 4 % мало мінімальний вплив на показник довжини коренів для всіх досліджуваних рослин, однак за іншими показниками рівень токсичності визначався як вище середнього. Зразок №3 з концентрацією нафти 8 % виявив менш токсичний вплив на показник довжини коренів (вище середнього), але спостерігався високий рівень токсичності для енергії проростання та довжини пагонів вівса. Виявлено високий рівень токсичності ґрунту, забрудненого нафтою з концентрацією 12 %, за показниками енергії проростання та довжини пагонів для усіх досліджених рослин [34].

Таким чином, спостерігається високий рівень токсичності за енергією проростання, показниками довжини коренів і пагонів для всіх досліджуваних

рослин, починаючи від 8 % забруднення ґрунту нафтою. Одержані результати узгоджуються з літературними даними, описаними вище.

5.1.2 Роль аборигенної мікрофлори у процесі деградації вуглеводнів

Аналіз ґрунту проводили гравіметричним методом та методом газової хроматографії. Отримані результати свідчать про однаковий якісний, але різний кількісний склад НВ у трьох пробах нафтозабруднених ґрунтів (табл. 5.2). Рівень забруднення нафтою має зростаючий порядок: зразок № 1 < зразок № 2 < зразок № 3 (5, 10 і 15 г/кг відповідно).

Таблиця 5.2 – Результати аналізу проб ґрунту на вміст НВ

Речовина	Вміст (\pm стандартне відхилення), г/кг		
	Зразок №1	Зразок №2	Зразок №3
п-алкани	1,787 \pm 0,123	3,574 \pm 0,246	5,361 \pm 0,369
флуорен	0,134 \pm 0,017	0,267 \pm 0,034	0,400 \pm 0,051
антрацен	0,126 \pm 0,016	0,252 \pm 0,032	0,378 \pm 0,048
фенантрен	0,119 \pm 0,009	0,238 \pm 0,018	0,357 \pm 0,027
пірен	0,123 \pm 0,015	0,246 \pm 0,030	0,370 \pm 0,045
толуол	0,543 \pm 0,078	1,087 \pm 0,156	1,630 \pm 0,234
ксилол	0,721 \pm 0,098	1,442 \pm 0,196	2,163 \pm 0,294
бензол	1,015 \pm 0,113	2,029 \pm 0,226	3,044 \pm 0,339
інші НВ	0,434 \pm 0,059	0,868 \pm 0,118	1,302 \pm 0,177
Разом	5,002	10,003	15,005

Незважаючи на більший вміст н-алканів у всіх досліджуваних зразках, ця група НВ має вищу здатність до біодеградації. Тим не менш, групу ПАВ, включаючи флуорен, антрацен, фенантрен і пірен, важче зруйнувати через їх складну хімічну структуру, високу токсичність і низький рівень біодоступності

для переважаючої більшості мікроорганізмів. Ароматичні сполуки бензол, толуол і ксилол (відомі як ВТХ) були визначені в половині від маси загальних НВ, які потребують необхідну специфічну мікробіоту в консорціумі бактерій.

Місцева мікрофлора в природних умовах з використанням різних вуглеводнів як єдиного джерела вуглецю забезпечує здатність до росту мікроорганізмів та біодеградації нафти. Кінетика цього процесу залежить від часу та стійкості до різних концентрацій НВ у нафтозабруднених ґрунтах. На рисунку 5.4 наведено результати багатофакторного аналізу, що відображають залежність ступеню деградації нафти від часу експозиції τ та початкової концентрації нафти C_i .

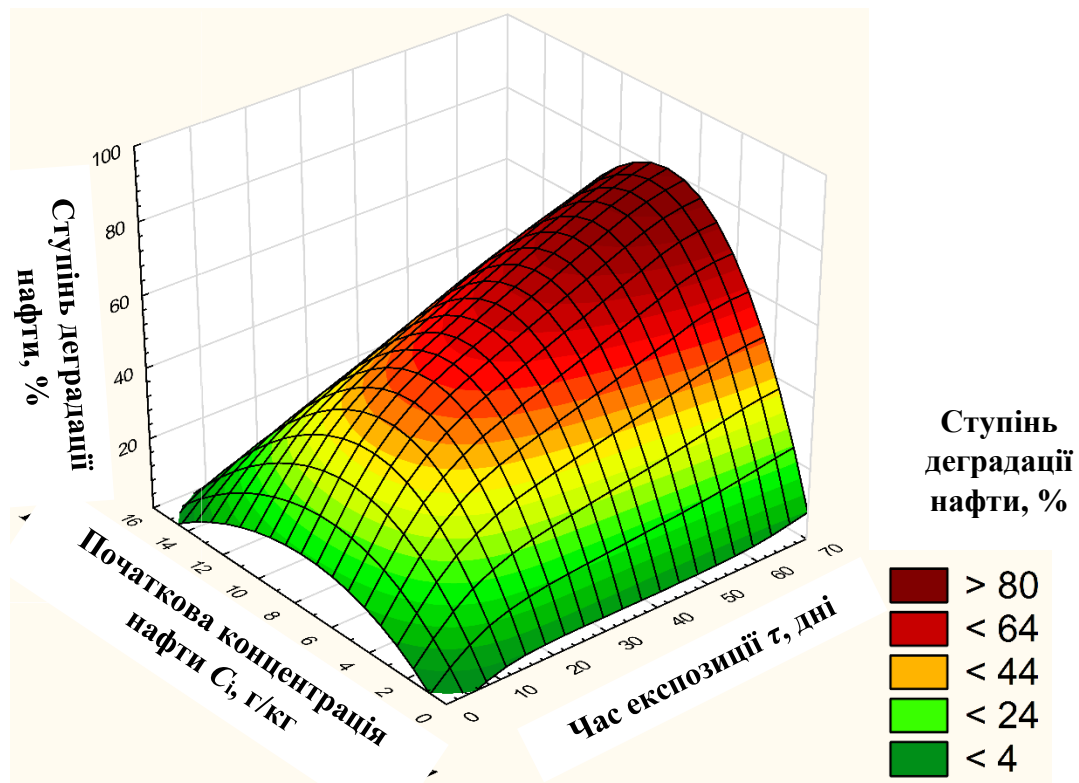


Рисунок 5.4 – Залежність ступеню деградації нафти від часу експозиції τ та початкової концентрації нафти C_i

Вплив цих факторів на ступінь деградації нафти можна апроксимувати за допомогою рівняння регресії:

$$Y = -11.8961 + 11.8395 \cdot X_1 + 0.9027 \cdot X_2 + 0.7914 \cdot X_1^2 + 0.0187 \cdot X_1 \cdot X_2 - 0.0079 \cdot X_2^2, \quad (5.3)$$

де Y – ступінь деградації нафти, %;

X_1 – час експозиції τ , дні;

X_2 – початкова концентрація нафти C_i , г/кг.

Для цієї моделі коефіцієнт детермінації становив 0,9521, критерій Фішера ($f_1 = 18, f_2 = 20$) $F = 2,0912$ ($F_{\text{табл.}} = 2,18$ – модель адекватна), стандартна помилка оцінки становила 0,2131, що задовольняє вимогам релевантності.

Максимальний ступінь деградації нафти на рівні 80 % встановлено в межах C_i 4–8 г/кг і $\tau = 70$ днів.

Однак цей показник не досягає 100 %, що, швидше за все, пов'язано з наявністю важкорозкладних ПАВ. Результати дослідження викликали необхідність більш глибокого вивчення механізмів біодеградації ПАВ з метою правильного визначення складу бактеріального консорціуму для біоаугментації із застосуванням під час біоремедіації.

5.1.3 Ефективність ліквідації нафтових розливів із застосуванням традиційних біопрепаратів

Об'єкт дослідження – забруднені земельні ділянки на території Кардашівської сільської ради Охтирського району Сумської області, які належать до земель сільськогосподарського призначення (рілля) та входять до переліку особливо цінних груп ґрунтів. Предмет дослідження – ефективність застосування біодеструкторів на ґрунтах земельних ділянок, забруднених НП внаслідок аварійних розливів нафти на Бугруватівському родовищі НГВУ «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта».

П'ять аварійних ситуацій трапилося в період з 23.01.17 по 15.06.17 (№1 – 23.01, №2 – 28.01, №3 – 03.02, №4 – 29.05 та №5 – 15.06), який характеризується різними кліматичними умовами та параметрами ґрунту, тому ймовірно,

ефективність застосовуваних препаратів має відрізнятися та простежуватися позитивна динаміка [232].

З метою стимуляції окиснення НП після аварійних розливів на забруднених земельних ділянках застосовувалися: біодеструктор «Родекс», комплексний біопрепарат-деструктор нафтозабруднень ДНЗ та сорбент-біодеструктор «Еконадін». Препарати вносилися в кількості, розрахованій виходячи з їхньої сорбційної ємності. Характеристика властивостей біодеструкторів, що використовувалися, оптимальні діапазони значень деяких абіотичних факторів, речовини, що піддаються деструкції, та продукти, які утворюються, наведена в таблиці Н.1 Додатку Н.

За даними Державної екологічної інспекції у Сумській області, за результатами планових перевірок територій перших трьох випадків аварійних розливів нафти, забруднену ґрунтово-снігову суміш зібрано та перевезено для тимчасового зберігання на майданчик нафтозбірного колектора групової вимірної установки (ДЗУ-6). Територія забрудненої земельної ділянки оброблена біодеструктором та розпушена дисковою бороною. Візуально проявів НП на ґрунті не спостерігалось. За результатами проведених гравіметричним методом лабораторних вимірювань у відібраних пробах встановлено перевищення вмісту забруднювальних речовин за НП від 2 разів до 47 разів, за хлоридами – від 4 до 37 разів у порівнянні з фоновою концентрацією.

Концентрація забруднювальних речовин після закінчення трьох місяців після аварії у порівнянні з показниками забруднення ґрунту на момент аварії зменшилася за НП від 3 разів до 8 разів, за хлоридами – від 6 разів до 13 разів.

На території ГЗУ-6 проводилися роботи зі збирання та відкачування нафтоводяної суміші до місця остаточного оброблення нафтозабруднених ґрунтів. Забруднений ґрунт частково (близько 300 м³) вивезений із ГЗУ-6 на майданчик біодеструкції забруднених ґрунтів на шламонакопичувачі центру видобування нафти та газу ЦВНГ-2 Качанівського родовища. Більшість забрудненої маси, яка була вивезена з місця аварій, залишилася на майданчику тимчасового зберігання ГЗУ-6.

Результати проведених досліджень точкових проб, відібраних у місцях аварій, свідчать про поступове зменшення концентрацій ЗР, при цьому у відібраних пробах на земельних ділянках у місцях аварій, де проводились роботи із зачистки нафтопроявів та оброблення біодеструктором, спостерігається наявність значної залишкової концентрації ЗР.

Наслідком забруднення ґрунту сировою нафтою є хлоридно-натрієве засолення та осолонцювання ґрунтів, тому в місцях аварійних розливів нафти фіксується підвищений вміст хлорид-аніонів та катіонів натрію у ґрунті. Надходження товарної нафти або НП не призводить до таких наслідків через проведення попередньої демінералізації та зневоднення нафти, а, отже, і її окремих фракцій.

Динаміка вмісту НП та хлоридів у ґрунті земельних ділянок, на яких сталися аварійні ситуації №1, 2 та 3, за період з 23.01.2017 року по 20.04.2017 року, наведено на рисунках 5.5 та 5.6 відповідно.

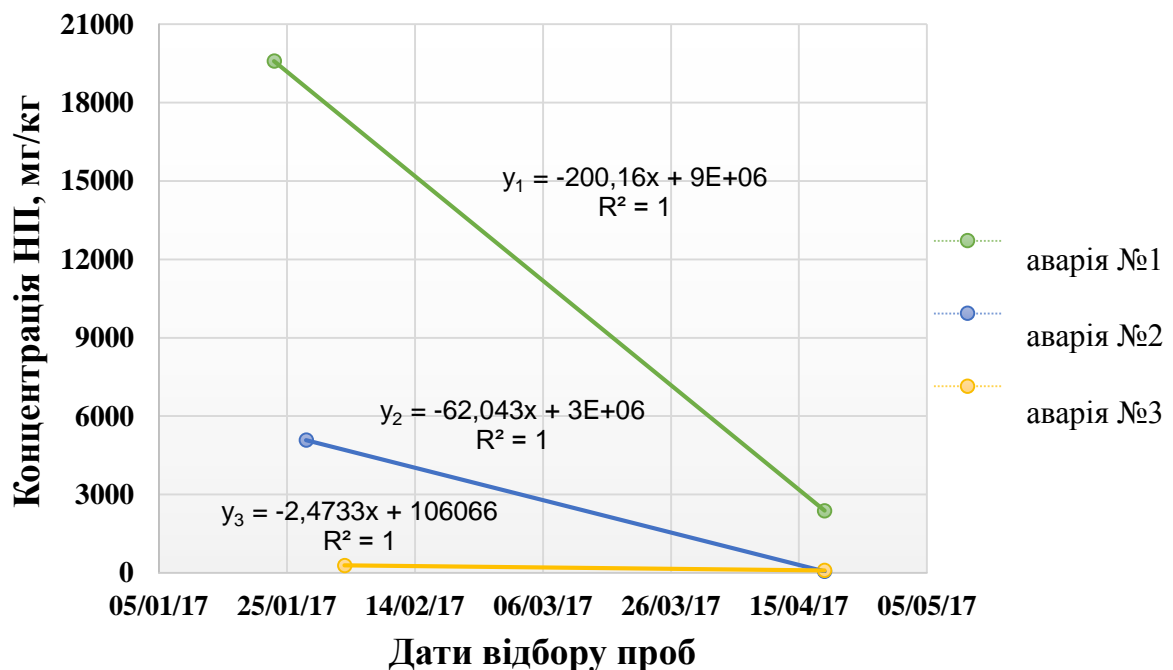


Рисунок 5.5 – Динаміка вмісту НП у ґрунті після аварій № 1, 2, 3

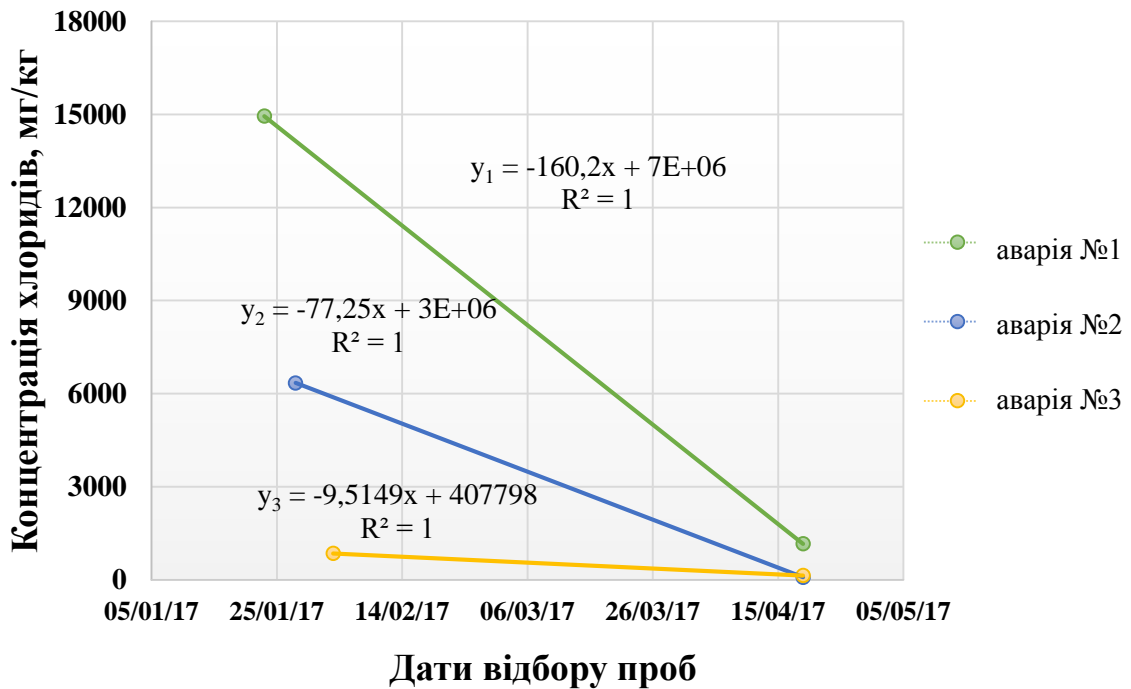


Рисунок 5.6 – Динаміка вмісту хлоридів у ґрунті після аварій № 1, 2, 3

Аналіз вмісту нафти та хлоридів у пробах забрудненого ґрунту після закінчення трьох місяців після розливу вказує на поступове зниження концентрації забруднювальних речовин, проте для першої аварії спостерігається перевищення фактичних концентрацій НП та хлоридів у порівнянні з фоновими значеннями. Ефективність деградації НП та зменшення кількості хлоридів у ґрунті через 3 місяці після аварії розраховувалася по відношенню до початкової кількості сполук, привнесених у ґрунт унаслідок аварійних розливів нафти (табл. 5.3).

Таблиця 5.3 – Ефективність біодеструкції НП

Аварія	Ефективність деградації, %		Перевищення фона, рази	
	НП	Хлориди	НП	Хлориди
№1	87,85	92,21	2	2,8
№2	98,83	98,65	0,06	0,2
№3	65,32	83,54	0,1	0,35

Перевищення фону розраховувалося для концентрацій НП та хлоридів на момент досліджень після закінчення трьох місяців після аварій, значення яких, головним чином, залежали від початкових концентрацій та ефективності деградації речовин. Після аварійної ситуації № 1 у порівнянні з іншими досліджуваними розливами у ґрунт надійшла максимальна кількість НП та хлоридів, що сприяє інгібуванню метаболічних процесів аборигенної мікрофлори. Результати досліджень (табл. 5.3) вказують на найвищий ступінь біодеградації НП у разі аварійного розливу № 2 та, відповідно, не перевищення фонових значень, що характерно і для аварійного розливу № 3, не зважаючи на меншу ефективність розкладання НП (65,32 % порівняно з 98,83 %). Цей факт пояснюється тим, що у разі аварії № 3 концентрації НП та хлоридів спочатку були на порядок нижчими, ніж для аварії № 2, і на два порядки меншими у порівнянні з аварією № 3, а їх значення не перевищували фонові. Проаналізувавши рівні ступеня деградації НП для трьох аварійних розливів, можна зробити припущення, що концентрація нафти, а, отже, і кількість вуглецю як джерела енергії для мікроорганізмів, у першому та третьому випадку виявилось поза оптимумом (у зоні песимуму), а для другого – саме знаходилося в зоні оптимуму згідно із законом екологічної валентності Шелфорда та нормального розподілу Гауса [3].

У зв'язку з тим, що аварійні розливи трапилися взимку та наявне супутнє забруднення ґрунту хлоридами, рекомендовано застосовувати біопрепарати на основі психрофільних галотолерантних мікроорганізмів-нафтодеструкторів для досягнення максимального ефекту. Серед відомих штамів бактерій, детально описаних у першому розділі, такими властивостями володіють роди *Pseudomonas*, *Rhodococcus*. Вони продукують біоПАР і здійснюють розкладання полютанта за температури 4–6 °С, тому підходять для використання в технологіях біоремедіації в умовах холодного клімату.

Кліматичні умови серед абіотичних факторів відіграють значну роль в ефективності деструкції НВ, що буде враховано під час моделювання консорціуму нафтодеструктивних мікроорганізмів та вибору відповідних штамів

бактерій. Не зважаючи на психрофільність таких бактерій, процес деструкції НВ протікає повільно і потребує додавання нітроамофоски або нітроамофоски і натрієвої селітри, тобто додаткового джерела поживних речовин [228].

Таким чином, підвищення ефективності біодеструкції нафти можливе за рахунок використання біоаугментації та біостимуляції, та спеціально створених на їх основі нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів.

5.1.4 Дослідження біоаугментації під час інтенсифікації процесу біоремедіації

Різні штами мікроорганізмів мають здатність окиснювати НВ, що призводить до їх руйнування, а отже, до зниження концентрації нафтового забруднення в ґрунті. Такі властивості бактерій, архей і деяких нижчих грибів пояснюються наявністю відповідних ферментних систем.

Аналіз численних досліджень в області біоремедіації дозволив виділити види та консорціуми мікроорганізмів, придатних для деструкції НП у забрудненому середовищі. До бактерій, які використовують для розкладання нафти, відносять *Alcaligenes obodans*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus*, *Bacillus brevis*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus sphaericus*, *Bacillus coagulans*, *Corynebacterium propinquum*, *Citrobacter koseri*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas cepacia*, *Serratia ficaria* тощо.

Механізм бактеріальної трансформації аліфатичних вуглеводнів з лінійною структурою є найбільш чітко представленим і досконально вивченим [233]. Загальний вигляд процесу окисної деструкції алканів можна надати у вигляді такої схеми послідовних перетворень (рис. 5.7).

Біохімічне перетворення аліфатичних вуглеводнів відбувається за таким механізмом: алкани → спирти → альдегіди → карбонові кислоти.

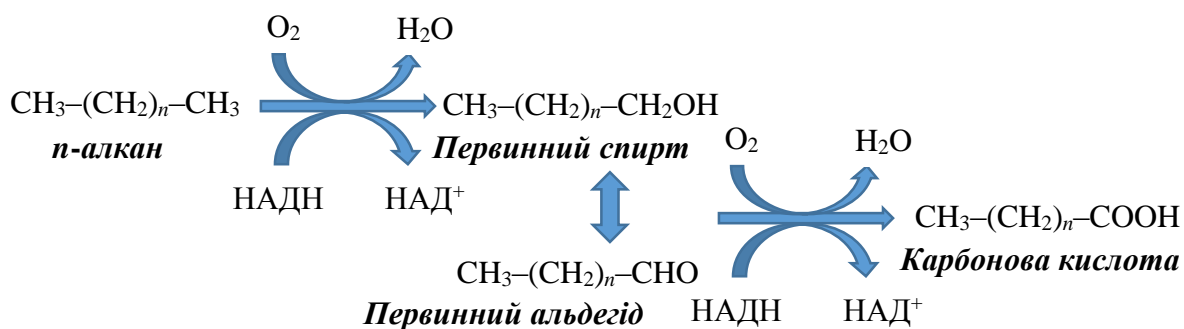


Рисунок 5.7 – Ферментативні реакції, які беруть участь у процесах деструкції аліфатичних вуглеводнів

У випадку алкенів і алкінів процес відрізняється наявністю та різним розташуванням подвійних і потрійних зв'язків. Карбонові кислоти використовуються бактеріями як джерело карбоксилатних груп (RCOO^-), які беруть участь у початкових стадіях циклу Кребса або циклу трикарбоних кислот (ЦТК).

Аліфатичні вуглеводні найлегше піддаються біоокисненню [235]. Циклічні та ароматичні вуглеводні, такі як фенантрен, антрацен та інші, навпаки, не дуже активно беруть участь у процесах біодеградації завдяки міцності бензольного кільця, але штами мікроорганізмів, які включають ці речовини в процеси обміну речовин, відомі й сьогодні [236]. Ферментативні реакції, які беруть участь у процесах деградації вуглеводнів, показані на рисунку 5.8.

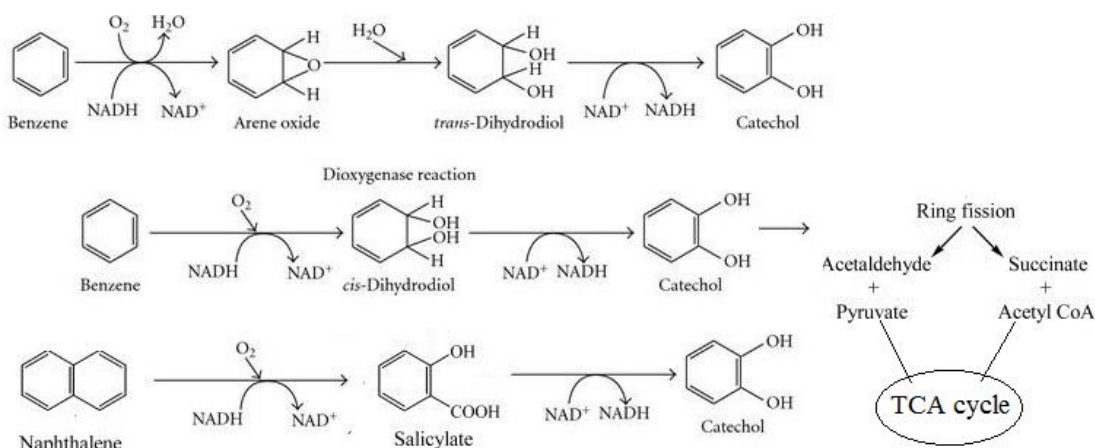


Рисунок 5.8 – Ферментативні реакції, які беруть участь у процесах деградації вуглеводнів

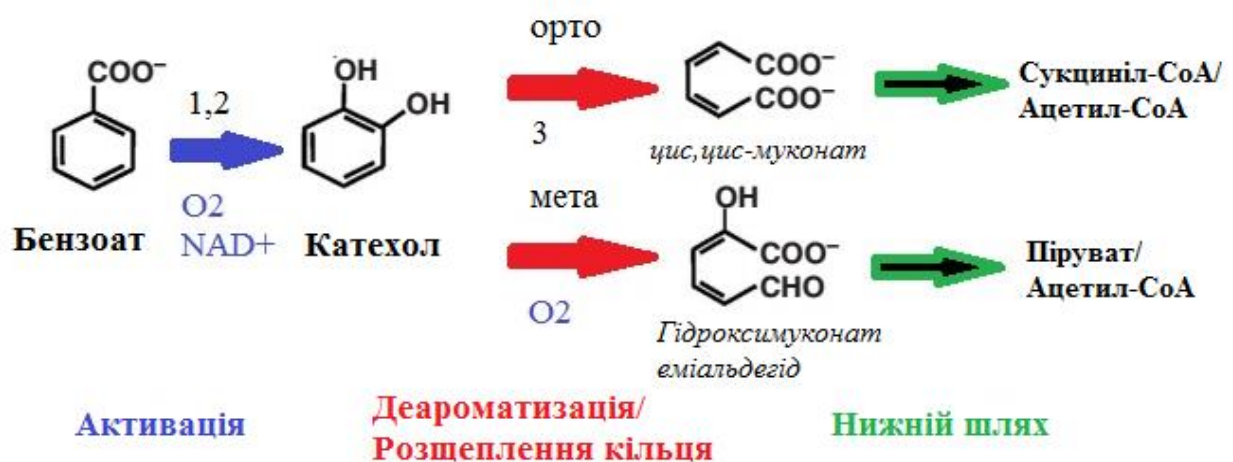
Оновлено та модифіковано з [237] таким чином: додано деградацію нафталіну та перетворення катехолу в піруват і ацетил-КоА, які успішно беруть участь у циклі ЦТК. ПАВ, виявлені в забруднених пробах ґрунту, мають різні реакційні модулі біохімічного катаболізму. Загалом, відповідно до реакційних модулів (табл. 5.4) кінцеві речовини одного модуля можуть бути вихідними речовинами для іншого (виділені однаковим кольором заливки).

Таблиця 5.4 – Можливі модулі для поліциклічної деструкції ароматичних вуглеводнів

Модуль	Вихідна речовина	Продукт	Розщеплення кільця та вироблення енергії
Окиснення метану	метан	формальдегід	
Деградація біфенілу	біфеніл	2-оксопент-4-еноат + бензоат	
Деградація ксилену	ксилен	метилбензоат	
Деградація терефталату	терефталат	3,4-дигідроксибензоат	
Деградація бензоату	бензоат	катехол	
Деградація нафталену	нафтален	катехол	
Деградація катехолу	катехол	піруват/ацетил-СоА/сукциніл-СоА	
Деградація транс-цінамату	транс-цінамат	ацетил-СоА	
Мета-розщеплення катехолу	ацетил-СоА	пропаноіл-СоА	
Деградація бензену	бензен	бензоіл -СоА	
Деградація толуену	толуен	бензоіл -СоА	
Деградація бензоіл-СоА	бензоіл-СоА	3-гідроксипімелоіл-СоА	
Деградація фталату	фталат	протокатехуат	
Деградація пірену	пірен	1-гідрокси-2-нафтоїдна кислота	

Варто підкреслити, що всі ці перетворення включають різні ферментні системи, а отже, і різні штами мікроорганізмів, що обґрунтовує ефективність

консорціуму. Більшість із цих метаболічних шляхів після активації (первинні реакції окиснення з використанням ферментативних систем кільце-гідроксилуючої оксигенази та дигідродіолдегідрогенази) та реакцій деароматизації на основі мета- (окиснення O_2) або орто-розщеплення кільця (діоксигеназа розщеплення кільця) зводяться до утворення піруват-КоА, ацетил-КоА або сукциніл-КоА під час нижчих шляхів (рис. 5.9). Останній СоА, який бере участь у циклі ЦТК бактерій, використовується для розщеплення кільця та одержання енергії.



1 – кільце-гідроксилуюча оксигеназа; 2 – дигідродіолдегідрогеназа;
3 – діоксигеназа розщеплення кільця

Рисунок 5.9 – Метаболічні шляхи та ферментативні системи розпаду бензоату бактеріями

5.2 Науково-теоретичні засади проведення біостимуляції

5.2.1 Дослідження біостимуляторів

Найбільш активне (до 40–50 %) зниження вмісту нафти у ґрунті відмічається у перші місяці після забруднення, після чого процес істотно уповільнюється. Узагальнена схема поступових перетворень НВ у ґрунті наведена на рисунку 5.10. Основна частина легких вуглеводнів (від 20 % до

40 %) видаляється з поверхні ґрунтів шляхом випаровування та вимивання. Важкі вуглеводні і смолисто-асфальтенові компоненти найчастіше затримуються у верхніх горизонтах ґрунтів, тому їх деградація можлива у разі внутрішньогрунтового оброблення та частково біоаккумуляції.



Рисунок 5.10 – Схема деградації нафти у ґрунті під впливом різних чинників

Найбільшу екологічну небезпеку становлять вуглеводні, які проникають всередину ґрунтового профілю і досягають рівня ґрунтових вод, оскільки їх міграція у водному середовищі значно вища, ніж у ґрунті. Основна частина вихідних компонентів нафти підлягає руйнуванню у результаті біологічних, хімічних та фізичних процесів. Відбуваються паралельно такі процеси: поверхнева сорбція НП, сорбція ґрунтовими часточками та агломератами глинисто-органічної речовини, дифузія через пори та органічну речовину з подальшим окисненням вуглеводнів мікроорганізмами та мінералізацією до вуглекислого газу і води (див. рис. 5.10) [174].

Рівень забруднення ґрунту визначали згідно з методикою проведення експерименту, описаною у п. 2.5.1. Виконані дослідження засвідчують, що

зразки ґрунту після надходження нафти є сильно забрудненими за санітарно-бактеріологічними показниками (табл. 5.5).

Таблиця 5.5 – Результати санітарно-бактеріологічного дослідження зразків ґрунту

Показник	Зразок нафтозабрудненого ґрунту		
	№1	№2	№3
ЗМЧ, КУО/г	$9,2 \cdot 10^8$	$3,6 \cdot 10^7$	$5,1 \cdot 10^7$
Титр БГКП	0,009	0,004	0,8
Перфрінгенс-титр	0,00009	0,00009	0,009
Кількість термофільних бактерій в 1 г	$5 \cdot 10^5$	10^6	$5 \cdot 10^4$
Плісеневі гриби, КУО/г	$1,3 \cdot 10^2$	10^7	$2,5 \cdot 10^2$
Усереднений рівень забруднення	Сильно забруднений	Сильно забруднений	Помірно забруднений

Визначена динаміка пояснюється тим фактом, що стан угруповання ґрунтових мікроорганізмів змінюється не тільки залежно від початкової концентрації забруднювача, а й від часу, що пройшов з моменту забруднення. Можливе виділення трьох етапів сукцесії на підставі зміни чисельності домінантів ґрунтової мікробіоти. На першому етапі відбувається перебудова мікробоценозів і активізація групи мікроорганізмів, що окиснюють вуглеводні. На другому етапі, у міру зниження вмісту вуглеводнів в ґрунті, активізуються сприйнятливі до забруднення групи мікроорганізмів, життєдіяльність яких раніше була пригнічена. Третій етап – це поступове і тривале повернення мікробного угруповання до вихідного або близького до такого стану.

З метою ініціації процесів природного самоочищення ефективно застосовувати один із способів біоремедіації – біостимуляцію. Вона передбачає внесення поживних речовин для активації діяльності нативних мікроорганізмів-нафтострукторів забрудненої території. Біогенні елементи (P, K, N і т.д.) можуть бути отримані з органічних та неорганічних відходів, рослинних решток, відходів великої рогатої худоби та птахівництва тощо. У такому випадку відходи

підлягають ефективному способу утилізації, тобто використанню як вторинної сировини для біотехнологічних процесів, зокрема для біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів.

Досліджено ступінь деградації нафти та НП за рахунок внесення у забруднену ділянку різних видів відходів. Їх об'єднано в групи: тваринні відходи (коров'ячий, свинячий, кінський, козячий, пташиний гній), рослинні відходи (шкірка картоплі, чайне листя, соєва макуха та ін.), неорганічні відходи (неорганічне добриво, пиломатеріали з колотого дерева) та інші (шлам стічних вод, відходи стічних вод пивоварної промисловості, грязьовий фільтрувальний шар процесів переробки цукрової тростини, стічні води заводу з виробництва пальмової олії).

Результати досліджень у графічному вигляді візуалізовано на рисунках 5.11 та 5.12.

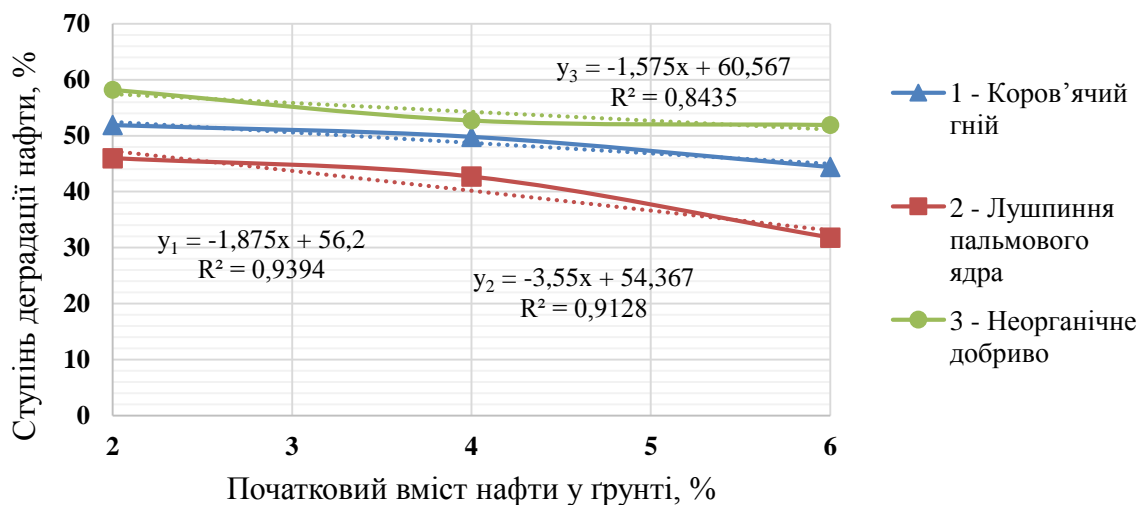


Рисунок 5.11 – Залежність ступеня деградації нафти від виду біостимулятора та початкового вмісту нафти у ґрунті

Графіки на рисунку 5.11 ілюструють закономірність вищого ступеню деградації нафти за умови нижчого рівня забруднення ґрунту. Незалежно від виду біостимулятора, що використовувався, прослідковується зменшення рівня деструкції нафти у ряду концентрації нафти у ґрунті: 2 % > 4 % > 6 %. Найбільш

ефективним біостимулятором виявилось неорганічне добриво (3), а застосування лушпиння пальмового ядра (2) найменше інтенсифікує природний процес деградації нафти, коров'ячий гній (1) займає проміжне місце. Варто зауважити, що зміна фізичних властивостей ґрунту під час забруднення призводить до витіснення повітря нафтою, погіршення надходження води та поживних речовин, зміни гумусного стану, порушення аерації і створення анаеробних умов у товщі ґрунту, що викликає зміни окисно-відновних умов і є причиною гальмування розвитку живих організмів або їх загибелі. Вміст органічної речовини з розрахунку на загальний вуглець і гумус у забруднених ґрунтах зростає за рахунок вуглецю нафти, але йде процес якісної зміни бітумінозних речовин і групового складу гумусу. Найбільш сприятливим для мікробного гідролізу сполук є значення співвідношення C:N від 10 до 20, а у забрудненому НП ґрунті C:N зростає від 50 до 400 залежно від кількості привнесеного вуглецю і типу ґрунту, що призводить до погіршення азотного режиму ґрунтів. Пригнічення процесів нітрифікації відмічається за умови вмісту нафти у ґрунті на рівні 1–15 %. Саме внесення комплексних мінеральних добрив сприяє покращенню азотного режиму та збільшенню вмісту рухомих форм фосфору і калію.

На рисунку 5.12 наведені узагальнюючі результати досліджень щодо ступеня деградації нафти для широкого спектру хімічної природи біостимуляторів, зокрема для різного початкового вмісту нафти у ґрунті.

Найбільші біостимуляційні впливи на нативні мікроорганізми-нафтодеструктори здійснюють відходи тваринного походження та неорганічні відходи, які містять необхідні для прискорення їх росту речовини. Такий підхід дозволить додатково вирішити проблему поводження з відходами і частково повернути мікроелементи в природні цикли.

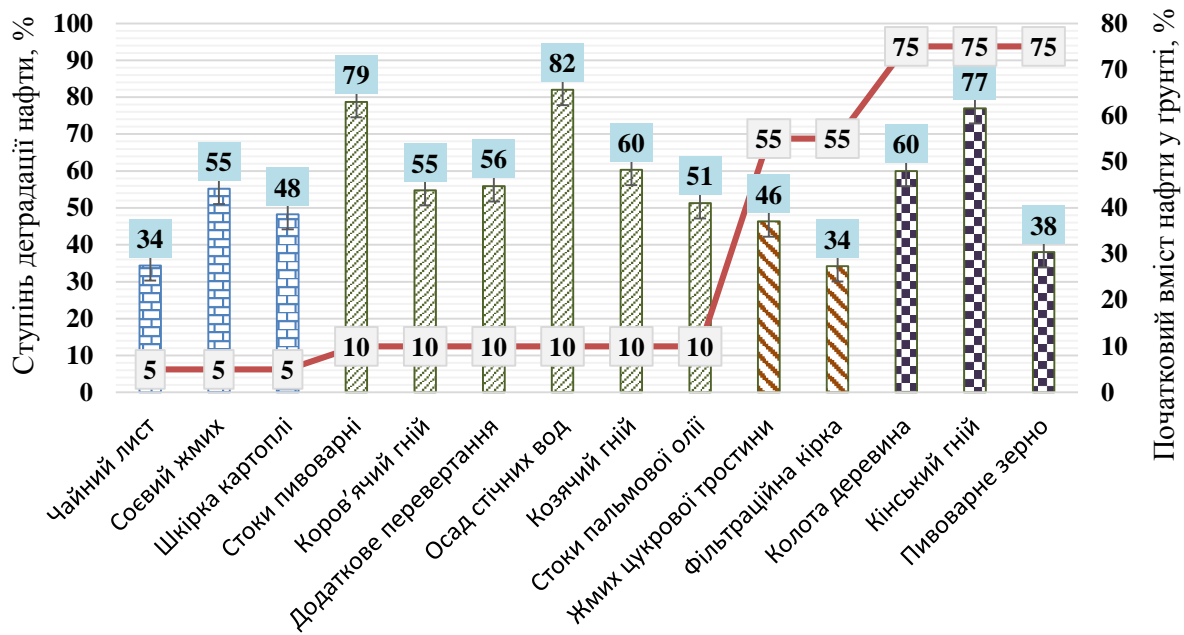


Рисунок 5.12 – Залежність ступеня деградації нафти у ґрунті від виду біостимулятора

Одним із можливих рішень проблеми очищення нафтозабруднених ґрунтів нами запропоновано використання дигестату біогазових установок. Дигестат – високо збагачене на поживні речовини та гумус добриво [238]. Крім біодобриного ефекту, дигестат можна використовувати як органічний меліорант для покращання фізичних властивостей ґрунту, таких як утримання вологи, підтримання концентрації органічних речовин, підвищення біологічної активності і пригнічення патогенних організмів [239].

Додавання азоту з дигестатом у ґрунт ініціює багато процесів, таких як мінералізація, іммобілізація, нітрифікація і денітрифікація, а також вилугування і випаровування, які залежать не тільки від внутрішніх властивостей дигестату (вміст і форма внесеного азоту), але і від властивостей ґрунту, погодних умов, в основному температури, опадів і технології внесення. Швидкість мінералізації і нітрифікації залежить, головним чином, від вмісту органічної речовини в ґрунті і в деякому ступені від його текстурних властивостей [240].

На підставі викладеного вище сформульовані задачі для подальшого дослідження, що полягають у визначенні динаміки санітарно-бактеріологічних показників нафтозабрудненого ґрунту під час проведення біоремедіації за умови додаткового внесення біостимуляторів, зокрема анаеробного дигестату. За результатами санітарно-мікробіологічної оцінки ґрунту можна стверджувати про ступінь та швидкість очищення ґрунту, тобто інтенсифікацію цього процесу внаслідок застосування біостимуляторів.

5.2.2 Дигестат як ефективний біостимулятор

Дигестат значною мірою стабілізується після достатнього анаеробного збродження і може використовуватися як високоякісне добриво. За умови відповідної норми внесення поживних речовин, що містяться у вихідній сировині, таких як азот, фосфор, калій, сірка тощо, та інших мікроелементів покриватимуться потреби в поживних речовинах для росту рослин і, очевидно, для ферментної активності вуглеводневих окиснювальних бактерій.

Склад ферментованої біомаси (дигестату) в цілому залежить від основного матеріалу органічної речовини, вмісту і форми азоту. На обсяг поживних речовин в дигестаті також впливають тривалість процесу ферментації, його параметри (температура, тиск), а також походження і склад сировини. Більш високий вміст N у дигестаті у порівнянні з компостом є наслідком ефекту концентрування N, оскільки джерела вуглеводню розкладаються до CO_2 і CH_4 , а N зберігається під час анаеробного бродіння [241]. Азот є основною поживною речовиною для рослин у формі NH_4^+ і NO_3^- і є найбільш поширеним фактором, що обмежує ріст сільськогосподарських культур.

Поодинокі дослідження [242] показали високу ефективність дигестату як потенційного поживного та мікробного стимулянту для біоремедіації забруднених НВ ґрунтів. Додавання дигестату разом з тирсою зменшило розмір агрегатів і покращило дихання ґрунту. Додавання дигестату значно підвищило початковий рівень генів *alkB* в оброблених ґрунтах, який залишався високим до

кінця обробки. Дигестат разом з наповнювачем вказував на найвищий ступінь видалення НВ, як і дигестат разом з іммобілізованими бактеріями. Це дослідження довело великий потенціал дигестату як джерела поживних речовин і бактерій для біоремедиації ґрунту.

Дигестат як зброджена маса містить анаеробні бактерії, які сприяють мінералізації органічних речовин та переведенню їх у доступну для рослин мінеральну форму цих органогенних елементів та макроелементів [243]. Поєднання анаеробних мікроорганізмів з аеробними мікроорганізмами в консорціумах створить умови для більш ефективного перебігу процесів гуміфікації, тому поряд з біостимулятором вносять компост відходів тварин і птиці та соломи з рекомендованою нормою внесення 5–8 %, що діють як сорбенти і дезінтегратори.

Дигестат має змінний склад залежно від різних факторів, зокрема від типу вихідної сировини (таблиця 5.6) [244].

Таблиця 5.6 – Біохімічні властивості типових анаеробних дигестатів, описані в літературі

Показник	Значення	Посилання на джерело
pH	6,35–10	Du et al., 2018; Singla et al., 2014; García-Sánchez et al., 2015
CP, %	6,2–948	Cao et al., 2016; Lanza et al., 2015
OP, % CP	7–917	Elbashier et al., 2018; Martin et al., 2015
NO ₃ ⁻ N, мг/кг	0,3–396	Koster et al., 2015; Maucieri et al., 2017
NH ₄ ⁺ -N, мг/кг	9,7– 124000	Mazzini et al., 2020; Tambone et al., 2017
N _{заг.} , г/кг	0,7–157	Vu et al., 2015; Tambone et al., 2017
C _{заг.} , г/кг	5–442	Iocoli et al., 2019; Mazzini et al., 2020
C/N	1,38–40,2	Iocoli et al., 2019; Fernandez-Bayo et al., 2017
P _{заг.} , г/кг	0,025– 10,2	Iocoli et al., 2019; Maucieri et al., 2017
K _{заг.} , г/кг	0,18–14	Zheng et al., 2017; Maucieri et al., 2017
S _{заг.} , г/кг	0,12–0,16	Abubaker et al., 2012; Maucieri et al., 2017

Швидше за все, це пов'язано насамперед із типом субстрату та технологією розділення. Для оцінки якості та екологічної безпеки дигестату було проведено деякі порівняння дигестату та субстрату з точки зору переважних поживних речовин, хімічних забруднювачів та патогенних речовин. Такі параметри є визначальними під час використання його як біостимулятора під час біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів.

Загальна тенденція до зміни цих показників дигестату в порівнянні з субстратом така. Вміст вуглецю (С) зменшується на 25–53 % за рахунок процесів метаногенезу, в результаті яких утворюється біогаз. Вміст калію (К) і загального азоту (ТКН) залишається незмінним як в дигестаті, так і в сировині, тоді як співвідношення загального азоту до амонійного азоту (ТАН) збільшується на основі втрати ТАН під час анаеробного зброджування. Знижується вміст фосфору (Р), а також вмісту кальцію (Са), магнію (Mg) і марганцю (Mn) на 10 %, 44 %, 32,5 % і 32 % відповідно за рахунок використання мікроорганізмами для процесів метаболізму [245].

Дані з таблиці 5.7 вказують на залежність вмісту ЗР у дигестаті від типу субстрату.

Таблиця 5.7 – Порівняння якості дигестату та субстрату

Забруднювальна речовина в субстраті	Дигестат	Субстрат
Cd, Zn, Co, Pb	-	Компост
Zn, Cu, Cd, Ni, Cr, Pb, Hg	-	Підстилка птиці, компостований свинячий послід, органічні харчові відходи та муніципальні стічні води
Пестициди	-	Сільськогосподарські відходи
Антибіотики	-	Гній свиней і великої рогатої худоби
<i>Listeria, Salmonella, Escherichia coli, Mycobacterium, Clostridium, Campylobacter and Yersinia</i>	-	Фермерські відходи та відходи від бойні
<i>Clostridia</i> та спори грибів	+	

Якість дигестату як органічного добрива та ефективного біостимулятора можна охарактеризувати чотирма основними групами показників, а саме вмістом поживних речовин, фазовим станом, стабільністю та вмістом домішок (рис. 5.13) [246].

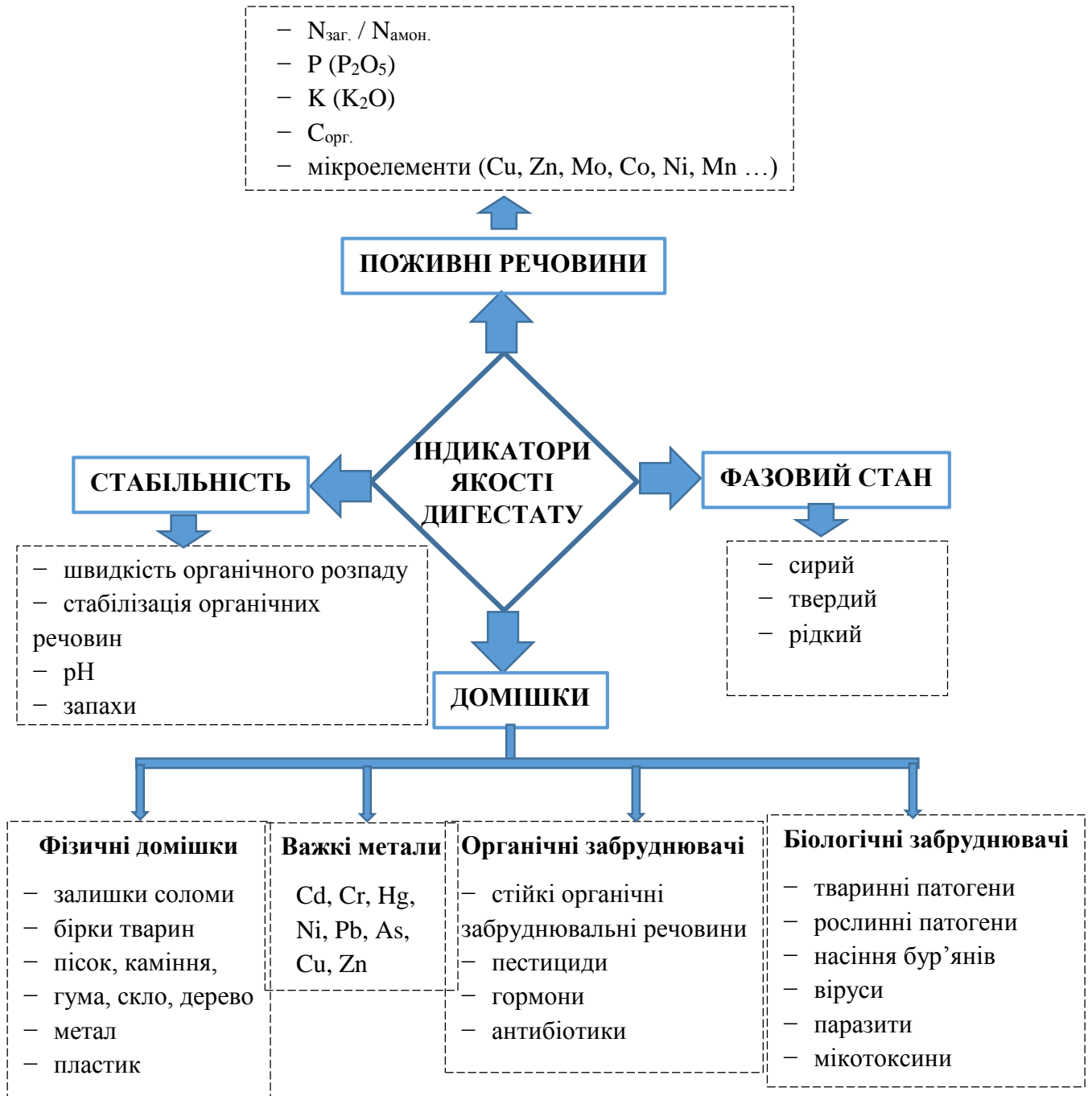


Рисунок 5.13 – Індикатори якості дигестату

Вміст у дигестаті поживних, гумінових і мікроелементів, що залежить від різних параметрів, включаючи фактори анаеробного зброджування (рис. 5.14) та технології попереднього та після оброблення [244], визначають його удобрювальну цінність та потенціал біостимулювальної здатності у разі використання під час біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів.



Рисунок 5.14 – Фактори анаеробного зброджування

Водночас надмірний вміст окремих видів забруднень погіршує їх комерційну цінність, обмежує перелік застосувань або унеможлиблює подальше використання без додаткового оброблення. Для визначення шляхів підвищення якості дигестату може бути використана система контролю якості дигестату.

Виробництво та переробка дигестату як добрива вимагає управління якістю та контролю якості протягом усього життєвого циклу АЗ, від виробництва сировини для АЗ до остаточного використання дигестату як добрива. Управління якістю передбачає використання високоякісної сировини, попередню обробку

конкретних видів сировини, ретельний контроль процесу АЗ та параметрів процесу, що впливають на якість дигестату, переробку дигестату, декларування і оптимальне зберігання та застосування як добрива. Саме за допомогою ефективного та екологічно безпечного виробництва біогазу та технології оброблення дигестату можна уникнути цих ризиків.

Підкислення висушеного дигестату покращує всі ці показники та вміст P, K та Ca незалежно від температури сушіння. Відповідно підкислення негативно вплинуло на постачання ґрунту азотом і фосфором, їх мінералізацію та доступність рослинам у розчинній формі. Висушування дигестату призводило до втрати амонійного N ($\text{NH}_4\text{-N}$), але і збільшувало мінералізацію N і поглинання рослинами N, і, крім того, чим вища температура сушіння, тим вище ці швидкості. Висушування дигестату знижувало розчинну фракцію P у твердих речовинах і поглинання рослинами P, при цьому більш високі температури сушіння призводили до зниження доступності P. Крім того, на сьогоднішній день не досліджується вплив підкислення та висушування на розчинність та доступність металів, що містяться у твердій фазі дигестату.

Якість дигестату залежить також від техніки попереднього оброблення. На якість дигестату спостерігали різну дію таких видів попередніх обробок, як: температура, тиск, ультразвук, мікрохвильове, ультрафіолетове та гамма-випромінювання, додавання кількох розчинів лугів і кислот аж до застосування різних електричних напруг. Отримані результати показали позитивний вплив на вироблення метану, яке може збільшуватися до двох порядків. Ці результати чітко вказують на те, що ці види попереднього оброблення можуть також мати сильний вплив на відносну кількість N і P у дигестаті з різних біогазових реакторів.

Експериментально обґрунтовано, що доза внесення дигестату на рівні 20 т/га забезпечує ґрунт оптимальною кількістю карбону, азоту, фосфору та калію, та сприяє їх біоаккумуляції, а відповідно пролонгованій дії щодо процесу біодеструкції нафти.

Після проведення меліоративних заходів щодо підвищення якості та фізико-хімічних властивостей нафтозабрудненого ґрунту, створюються сприятливі умови (структура ґрунту, вміст поживних речовин, водневий показник, окисно-відновний потенціал) для підтримання життєдіяльності нафтодеструктивних бактерій.

Експериментально встановлено залежність ступеню деградації нафти та НП від внесених видів відходів. Виявлено, що чим сильніше ґрунти забруднені НП, тим більший вміст азоту повинен міститися в біостимулюючому субстраті для підтримання співвідношення C:N в межах від 10 до 20 в забрудненому ґрунті. На підставі досліджень встановлено, що перспективним біостимулюючим субстратом є дигестат, який виступає як ефективний органічний меліорант та стимулятор біологічної активності [174].

Тип дигестату, залежно від сировини, тривалості процесу ферментації, його параметрів (температура, тиск), а також походження і складу сировини, що може містити різну кількість азоту, впливає на швидкість біодеструкції під час проведення біоремедіації за умови додаткового внесення біостимуляторів. У наступних пунктах будуть описані результати досліджень у цьому напрямі, що дозволяють підвищити ступінь біохімічного очищення ґрунтів та зменшити накопичення відходів від використання біогазових установок, що буде мати подвійну екологічно обґрунтовану ефективність.

5.2.3 Технологія одержання біостимулятора на основі дигестату

У якості біостимулятора можна використовувати добриво із дигестату, при цьому ефективним та екологічно безпечним способом попереднього оброблення дигестату є його розділення на тверду та рідку фракції. Зважаючи на енергоефективність, основними технологіями цього процесу є центрифуги, шнекові та стрічкові преси, процеси у яких відбуваються під впливом відцентрових або гравітаційної сил. Для поліпшення відділення твердих часток

Дуже важливою проблемою використання дигестату у гранульованій формі є мінливість його хімічного складу, але гранулювання за допомогою високошвидкісного імпелера вирішує цю проблему, оскільки сприяє хорошему змішуванню компонентів, що призводить до поліпшення однорідності гранул. Збільшення часу грануляції також має позитивний ефект за рахунок покращання перемішування і гомогенності дигестату. Крім того, виробництво гранульованих добрив з імпелером вважається екологічно безпечним, а завдяки додаванню інших джерел сировини, таких як рослинний силос, природні мінерали, вапняк, зола, одержаний органо-мінеральний продукт має високу якість [245].

Розділення дигестату на рідку та тверду фракції проводять за допомогою обертового барабана після додавання фосфогіпсу. Отриману тверду фракцію направляють у шнековий прес для подальшого зневоднення, а потім направляють у сушарку для отримання кінцевого продукту. Рідку фракцію двічі фільтрують за допомогою мембран зворотного осмосу (ЗО). Зокрема, весь етап очищення рідкої фракції дигестату можна пропустити і повернути рідину в ферментаційне відділення біогазової установки або використовувати як рідке добриво, попередньо визначивши вміст поживних речовин і наявність забруднень [247].

Однак використання мембран ЗО для очищення рідкої фази дигестату не завжди є виправданим з позицій екологічної безпеки. Адже наявність ЗР у дигестаті безпосередньо залежить від якості субстрату, що використовується, а набір поживних речовин у рідкій фазі дозволяє застосовувати його безпосередньо як рідке добриво [246].

Центрифугування є однією з найбільш ефективних технологій розділення дигестату для отримання твердої фракції з високим рівнем сухої речовини та покращення балансу вмісту поживних речовин між двома фракціями. Крім того, центрифуга з додаванням коагулянта, флокулянта або полімеру вважається високоефективним технологічним обладнанням для поділу, тоді як шнековий прес, вібросито та роторний барабан є низькоефективними процесами сепарації, що відповідає останнім дослідженням [248].

Узагальнена інформація про розподіл сухої та органічної речовини (відповідно СР та ОР) дигестату (Д) та деяких поживних речовин (загальний та амонійний N, P і K) у твердій (Т) та рідкій (Р) фракціях у разі використання шнекового преса (ШП) та декантерної центрифуги (ДЦ) показана на рис. 5.16. Ці результати підтверджують вищезгадане.

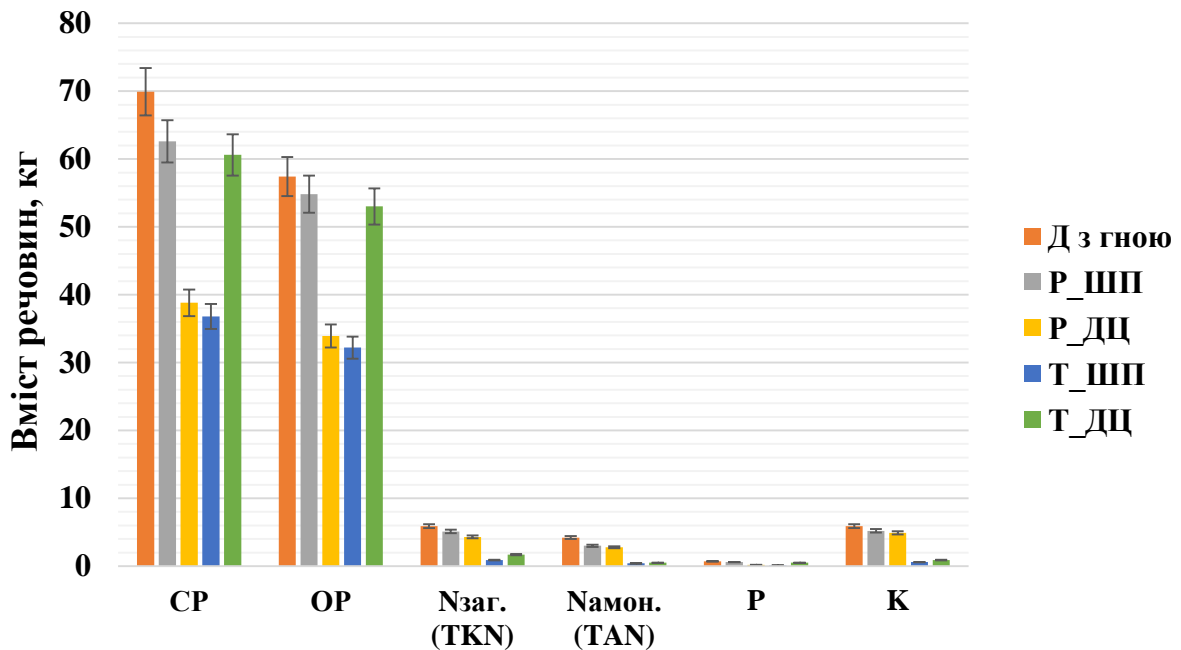


Рисунок 5.16 – Порівняння ефективності шнекового преса (ШП) та декантерної центрифуги (ДЦ) щодо розподілу поживних речовин між твердою (Т) та рідкою (Р) фракціями дигестату (Д)

Для інтенсифікації цього процесу флокуляція може бути використана на основі додавання різних хімічних речовин, здатних збільшувати розміри частинок, які утворюють флокули, і підвищувати стійкість флокуляції до подальшого механічного розділення. Флокуляція є етапом попередньої обробки для полегшення розділення іншими засобами, такими як гравітаційна седиментація, фільтрація, центрифугування. Флокуляція та коагуляція під дією сили тяжіння перед центрифугуванням або фільтрацією значно зменшують об'єм суспензії, яку необхідно центрифугувати або фільтрувати. Це зменшує капітальні та енергетичні потреби для відновлення твердих речовин, оскільки

центрифугування та фільтрація, як правило, дорогі. Флокулянти – це агенти, які використовуються для флокуляції. Хімічні флокулянти мають високу ефективність і широко використовуються. Можна використовувати неорганічні флокулянти або полімерні органічні флокулянти.

З екологічної точки зору значний інтерес представляють технології зневоднення за розподілом поживних і забруднювальних речовин між твердою та рідкою фракціями. Як видно з графіка на рисунку 5.17, азот, калій переходять переважно в рідку фазу, а метали мідь і цинк, та фосфор накопичуються у твердій фазі, що пов'язано з утворенням комплексних сполук. У зв'язку з цим використання хітозану як полімерного ущільнювача має позитивний екологічний ефект у разі надійного включення ВМ як комплексоутворювачів комплексних сполук.

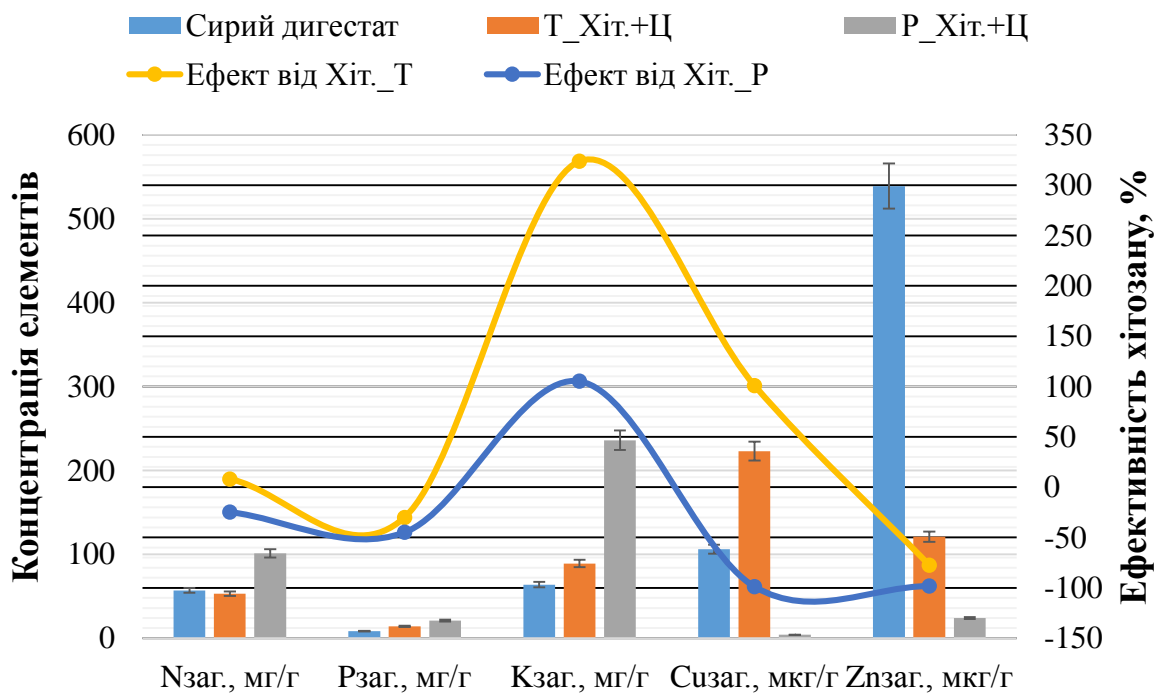


Рисунок 5.17 – Розподіл поживних речовин і ВМ між твердою (Т) та рідкою (Р) фракціями після центрифугування (Ц) з додаванням хітозану (Хіт.) та ефективність додавання хітозану перед центрифугуванням
Вертикальні смуги означають стандартні помилки (n=3)

Додавання хітозану як нового типу флокулянта з подальшим центрифугуванням забезпечило 27 % твердої фракції (8,8 % сухої речовини), що покращило ефективність центрифугування для K, Cu і Zn і не впливало на загальний N або P [249].

У разі використання хітозану після центрифугування у тверду фракцію переходить більше азоту, калію і міді, у порівнянні з дослідями без використання хітозану. Що стосується рідкої фракції, то застосування хітозану позитивно впливає лише на калій, концентрація інших досліджуваних речовин у рідкій фракції знижується. Цей ефект є позитивним з точки зору максимального очищення рідкої фракції та перенесення основних поживних елементів у тверду фракцію, яку планується використовувати як біодобриво або біостимулятор [250].

Ефективними флокулянтами є неорганічні солі багатовалентних металів. Катіони мультивалентних металів у цих солях нейтралізують поверхневий заряд клітини і з'єднують клітини разом, щоб полегшити флокуляцію. Найбільш широко використовуються солі алюмінію та заліза через їх ефективність, доступність, безпеку та відносно низьку вартість. Флокулянти на основі алюмінію включають сульфат алюмінію, хлорид алюмінію, алюмінат натрію, хлоргідрат алюмінію та поліалюмінію хлорид. Флокулянти на основі заліза включають хлорид заліза та сульфат заліза. Сульфат алюмінію або галун ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), хлорид заліза (FeCl_3) і сульфат заліза ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$) є найбільш широко використовуваними флокулянтами [251].

Азот як розчинний елемент переходить до рідкої фракції, що пояснює відносно низьку швидкість екстракції у тверду фракцію. На відміну від цього, фосфор має високу ефективність видалення, що можна пояснити адсорбцією P на твердих частинках фосфору, осадженням різних неорганічних речовин, таких як фосфат кальцію, гідроксиапатит або струвіт, через присутність катіонів Ca^{2+} , Mg^{2+} та NH_4^+ відповідно в рідку фазу [252]. Причому наявність P у фракціях дигестату не менш важлива, ніж його вміст. Згідно з дослідженнями [253] фракції $\text{H}_2\text{O-P}$ і $\text{NaHCO}_3\text{-P}$, як правило, являють собою лабільні та добре розчинні форми

P, такі як дигідрат дикальційфосфату ($\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), струвіт ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), гідратований алюміній ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Варто зазначити, що мінеральна форма фосфору переважає у порівнянні з органічною формою на 80–95 %.

У зв'язку з великим потенціалом використання дигестату як біодобрива та необхідністю його попередньої підготовки актуальними є процеси зневоднення твердої фракції та гранулювання. На основі вищезазначених процесів будуть проведені дослідження щодо використання вібраційних грануляторів для диспергування рідкого дигестату для отримання гранульованого добрива. У порівнянні з іншими грануляторами, вібраційні дозволяють отримати досить міцні монодисперсні гранули розміром 1,6–2,5 мм з гладкою поверхнею. Також є апробація вихрового гранулятора, що дозволяє отримувати гранульовані продукти без використання грануляційних верж. Його робота заснована на методі гранулювання з розплавів, розчинів і суспензій, заснованому на поліпшенні динаміки потоку гранул. Вихровий гранулятор має продуктивність до 10 т/год по готовому продукту, кінцевий продукт має ступінь монодисперсності до 98 %, вологість – до 0,2 %, утримуюча здатність по відношенню до дизельного дистилляту 7–8 %, міцність гранул 300–350 г/гранула [254].

На основі передового досвіду оброблення дигестату розроблено технологічну схему виробництва гранульованого добрива з дигестату, яке можна використовувати у якості біостимулятора під час біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів (рис. 5.18).

Після оброблення анаеробний дигестат з полімером подають на центрифугу для відділення та отримання двох фракцій. Після інтенсифікації процесу озоном рідку фракцію направляють на мембранне очищення та зворотний осмос для отримання концентрату та технічної води. Тверда фракція подається в гранулятор для округлення гранул добрив. У цьому випадку ядром гранул є мінеральне добриво, а оболонка складається з дигестату і фосфогіпсового в'язучого. Потім гранули висушують і транспортують для використання на полях як кінцевий продукт.

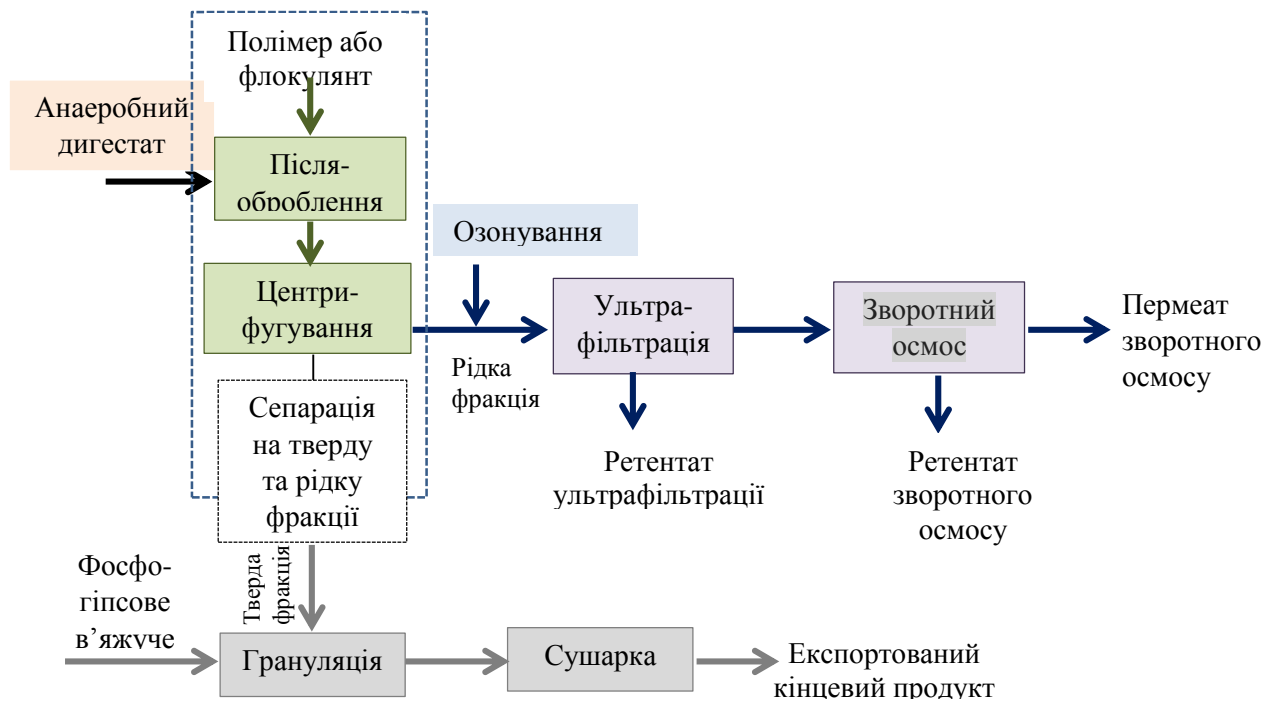


Рисунок 5.18 – Комплексна технологічна схема виробництва гранульованого добрива з дигестату

Процес сушіння гранул проводять у багатоступінчастих сушарках із розділенням робочого простору перфорованими полицями, що забезпечує досягнення критеріїв екологічної безпеки. Крім зазначених конструктивних параметрів, використовується конвективний метод сушіння у псевдозрідженому шарі. Таким чином, еколого-економічна ефективність досягається підбором конструктивно-експлуатаційних параметрів. Комплексне застосування протитечійного та/або комбінованого режимів взаємодії сушильного агента з продуктом забезпечує зниження виносу матеріалу та викидів пилу.

Ефективність процесу також підвищується за рахунок оптимального способу введення осушувача в робочий простір пристрою та його повторного використання. Відповідно до принципів маловідходних технологій потенціал осушувача може бути використаний повторно за рахунок рекуперації тепла та енергії та використання шкідливих речовин. Розроблення механізмів і підходів до управління рухом двофазного потоку ґрунтується на вертикальному розрізі робочого простору. Важливим з точки зору екологічної та економічної ефективності залишається забезпечення мінімально необхідного часу сушіння,

що стає можливим завдяки раціональній організації руху сушильного агента та дисперсних частинок.

Досліджені сушарки можуть використовуватися для сушіння гранульованого добрива, отриманого з дигестату, і встановлюватися безпосередньо в агрокомплексах. При цьому ці сушарки працюють за рахунок електроенергії, тому з позиції сталого розвитку доцільно використовувати відновлювані джерела енергії. На території України набирає популярності введення в експлуатацію біогазових комплексів на базі агрокомплексів. Для виробництва біогазу використовуються як відходи тваринного походження, так і рослинні рештки. Наприклад, біогазовий комплекс розташований на птахофабриці. Весь курячий послід і органічні відходи потрапляють в біогазовий комплекс і за допомогою бактерій перетворюються на біогаз і органічні відходи. Біогаз транспортується далі на блок очищення та підготовки газу і після очищення від сірководню та зневоднення йде на спалювання.

Комплексна схема вирішення проблеми підвищення економічної ефективності та екологічної безпеки сушарок під час використання їх для сушіння гранул біодобрива наведена на рисунку 5.19. Вибраний тип субстрату ферментують у біогазовій установці, в результаті чого отримують дигестат (ферментований субстрат) і біогаз. Для подальшого використання біогазу необхідно його очищення від супутніх газів. Отриманий біометан після когенераційної установки використовується як електрична енергія для роботи гранулятора та підігріву повітря для сушарки [255].

Дигестат, отриманий після ферментації органічної речовини в біореакторі, направляють на сепарацію та зневоднення в сепаратор. Після завершення цього процесу отримують рідку та тверду фракції дигестату. Рідку фракцію можна відразу використовувати як рідке добриво, а тверду фракцію направляють у дисковий гранулятор, куди також додають мінеральне добриво та фосфогіпс.

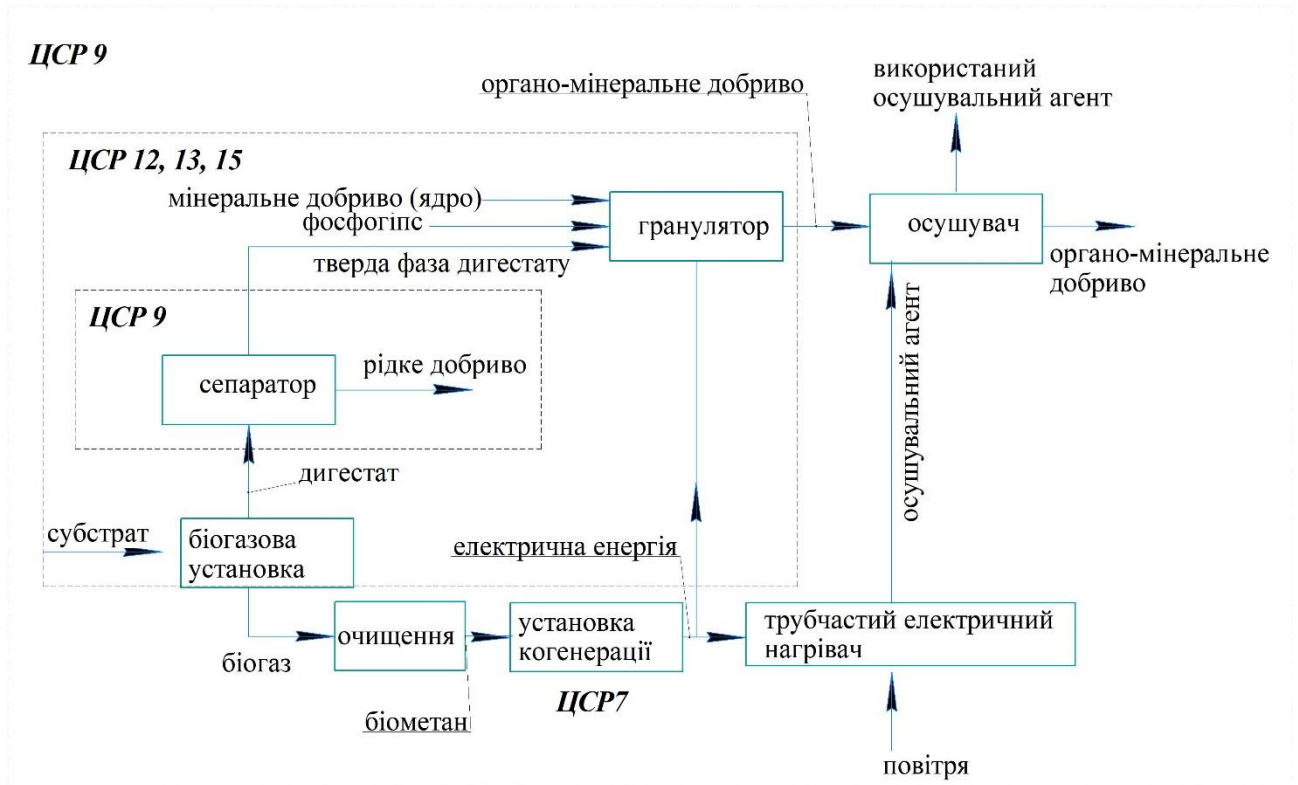


Рисунок 5.19 – Комплексна комбінована схема досліджуваного технологічного процесу та досягнутих Цілей сталого розвитку (ЦСР)

Для отримання органічно-мінерального гранульованого добрива для ядра пропонується використовувати мінеральне добриво, а оболонку формують із твердої фази дигестату разом із фосфогіпсовим в'язучим. Фосфогіпс – це побічний продукт хімічної промисловості, який утворюється при сірчаноокислій переробці апатитів або фосфоритів на фосфорну кислоту (екстракція) або концентровані фосфорні добрива. Таке застосування фосфогіпсу розглядається як перспективний напрямок поводження з відходами відповідно до принципів збалансованого природокористування [256].

Процес формування гранул відбувається у дисковому грануляторі. Висушування отриманих гранул відбувається в багатоступінчастій полицевій сушарці, яка використовує електроенергію, отриману з біогазу. Ця схема є не тільки безвідходним і самодостатнім процесом, але й створенням абсолютно нового продукту з широким спектром застосування.

Більше того, цей складний технологічний процес дозволяє одночасно досягати кількох Цілей сталого розвитку, зокрема цілей 6, 7, 9, 12, 13, 15.

Ціль 6 «Чиста вода та належні санітарні умови. Забезпечення наявності та сталого управління водними ресурсами та санітарією», зокрема заходи та програми, пов'язані з санітарією, ефективність використання води та очищення стічних вод під час розділення дигестату та управління рідкою фракцією.

Ціль 7 «Доступна та чиста енергія. Забезпечення доступу всіх людей до прийнятних за ціною, надійних, сталих і сучасних джерел енергії», включаючи розширення інфраструктури та модернізацію технологій для забезпечення сучасних та стійких енергетичних послуг з точки зору виробництва електроенергії з відновлюваного біометану [84, 257, 258].

Ціль 9 «Промисловість, інновації та інфраструктура. Створення стійкої інфраструктури, сприяння всеохоплюючій і сталій індустріалізації та інноваціям» пов'язано з усім досліджуваним технологічним процесом.

Ціль 12 «Відповідальне споживання та виробництво. Забезпечення переходу до раціональних моделей споживання і виробництва» стосується виробництва біогазу з різних видів відходів, таких як харчова сировина, сільське господарство, гній, стічні води тощо, вирішує багато екологічних проблем щодо ефективного поводження з відходами, економією природних ресурсів та виробництвом чистої енергії. Стале споживання та виробництво – це просування ефективності використання ресурсів та енергії, стійкої інфраструктури та забезпечення доступу до основних послуг. Його реалізація допомагає досягти загальних планів розвитку, зменшити майбутні економічні, екологічні та соціальні витрати, посилити економічну конкурентоспроможність та зменшити бідність [259].

Ціль 13 «Пом'якшення наслідків зміни клімату. Вжиття невідкладних заходів щодо боротьби зі зміною клімату та її наслідками». Біогаз може суттєво сприяти скороченню викидів парникових газів, зокрема уваги потребує попередження утворення небажаних прямих викидів метану та закису азоту (N_2O) під час спалювання біогазу/біометану та зберігання дигестату [260]. Крім

того, застосування дигестату сприяє акумулюванню карбону у ґрунті, що відіграє ключову роль у скороченні викидів парникових газів [261]. У разі застосування дигестату як біостимулятора під час біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів мікроорганізми будуть споживати поживні речовини з дигестату, активізувати процеси розкладання НВ та гуміфікації органічного карбону, тим самим скорочуючи вивільнення вуглекислого газу. Такий підхід дозволяє протидіяти змінам клімату.

Ціль 15 «Захист та відновлення екосистем суші. Захист і відновлення екосистем суші та сприяння їх раціональному використанню, раціональне лісокористування, боротьба з опустелюванням, припинення та повернення назад процесу деградації земель і зупинення втрати біорізноманіття» може бути досягнута шляхом використання екологічно чистих біодобрив із дигестату [262], що сприяє збільшенню родючості без внесення мінеральних добрив, і більше того, вирішує проблему поводження з відходами.

На підставі наведених вище розроблених комплексних технологічних схем виробництва гранульованого добрива із дигестату з одержанням додаткових цільових продуктів (рис. 5.18) та залученням енергії біогазу для процесу сушіння гранул відповідно до досягнення Цілей сталого розвитку (рис. 5.19) розроблено робочу технологічну схему одержання біостимулятора з анаеробного дигестату, що відповідає вимогам раціонального природокористування та системного підходу до поводження з відходами.

Запропонований процес виробництва біостимулятора та кінцевий продукт адаптовані для застосування у рамках комплексного рішення щодо біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів з метою максимально ефективної продуктивності бактеріального консорціуму. Зазначене вище теоретичне обґрунтування доцільності застосування дигестату як джерела поживних речовин для нафтодеструктивних бактерій, здатного покращувати фізико-хімічні властивості ґрунту та підвищувати врожайність рослин, вказує на необхідність визначення оптимальної форми та способу внесення дигестату, що підвищувало б його біостимулювальні властивості.

Таким чином, була висунута гіпотеза, що саме капсульована форма гранул добрива здатна забезпечувати пролонговану дію не лише для рослин у класичному випадку застосування добрив, а й у випадку використання біостимуляції під час біоремедіації ґрунту. Більш того, аварійні розливи трапляються і на сільськогосподарських полях, тому до процесу деградації нафтових вуглеводнів будуть залучені й рослини, які зазнають токсичного впливу з боку нафтових вуглеводнів. Очевидно, паралельно будуть протікати процеси очищення ґрунту від ЗР та відновлення ґрунтової біоти. Саме у цьому випадку безперервне надходження поживних речовин в адекватних дозах здатне підтримати процес самовідновлення та повернення природної системи до першопочаткового стану в умовах техногенного навантаження у разі неперевіщення порогу та ємності екосистеми.

Зважаючи на вищенаведені припущення, гранульований дигестат у формі капсул або пелет буде найбільш ефективною формою біостимулятора, застосованого комплексно із бактріальним консорціумом для проведення біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів.

На рисунку 5.20 наведена принципова технологічна схема процесу виробництва біостимулятора.

Досліджуваний біостимулятор нафтодеструктивних мікроорганізмів обґрунтовано виробляти із анаеробного дигестату, одержаного як побічний продукт біогазової установки.

Крім того, у разі аварійних розливів нафти на сільськогосподарських землях застосування дигестату як біостимулятора під час біофіторемедіації забезпечує додаткове надходження поживних речовин для мікроризосфери, активізуючи процеси фотосинтезу та росту рослин.

На рисунку 5.21 надана апаратно-технологічна схема установки капсулювання гранул анаеробного дигестату.

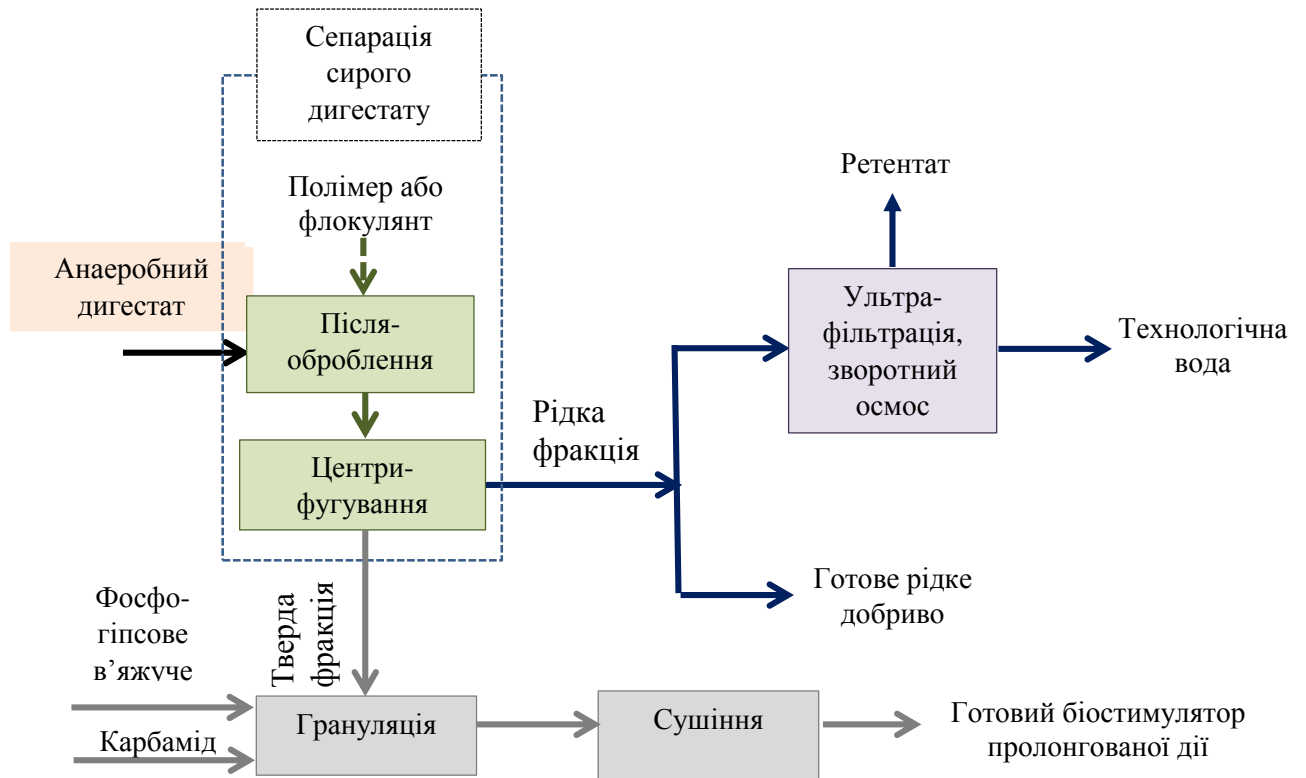
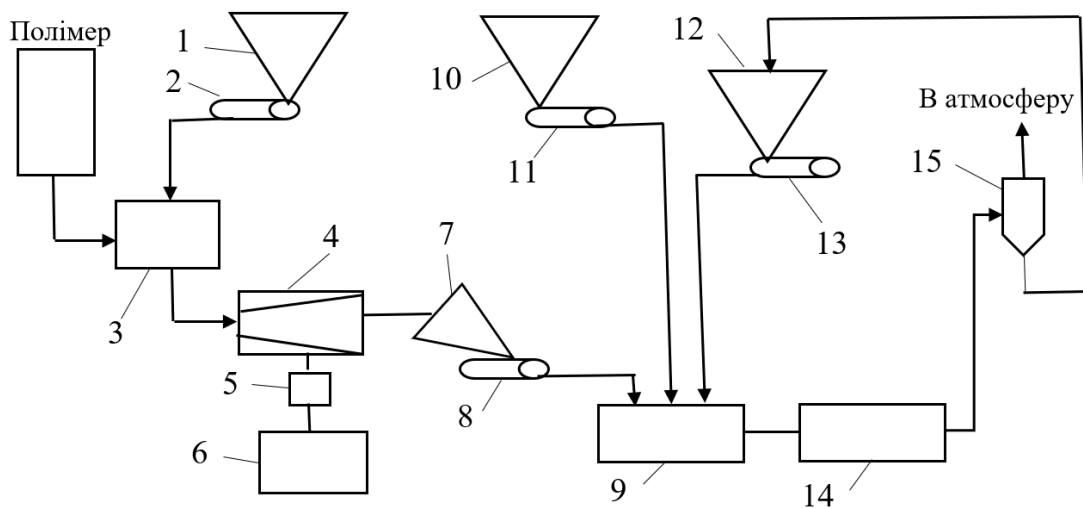


Рисунок 5.20 – Принципова технологічна схема виробництва біостимулятора із анаеробного дигестату



1, 7, 10, 12 – бункер; 2, 8, 11, 13 – дозатор; 3 – змішувач; 4 – центрифуга; 5 – насос; 6 – накопичувальна ємність; 9 – гранулятор; 14 – багатоступінчаста полицева сушарка; 15 – циклон

Рисунок 5.21 – Апаратно-технологічна схема установки капсулювання гранул анаеробного дигестату для виробництва біостимулятора

Пропонована технологія приготування гранульованого біостимулятора реалізується в такий спосіб. Анаеробний дигестат з бункеру 1 дозатором 2 подається в змішувач 3, в який також надходить полімер для проведення після оброблення дигестату та підвищення якості сепарації на рідку та тверду фази. Оброблений дигестат направляється до центрифуги 4, де відбувається розділення сирого дигестату на рідку та тверду фракції. Рідка фракція насосом 5 направляється до ємності 6 для подальшого використання. Тверда фаза надходить до бункеру 7, звідки дозатором 8 подається до гранулятора 9, куди також надходить мінеральне добриво (карбамід) дозатором 11 з бункеру 10 – для формування гранул. Фософгіпс з бункеру 12 через ваговий дозатор 13 надходить в гранулятор 9 на стадію нанесення покриття.

Отримані гранули з покриттям направляються в багатоступінчасту полицеву сушарку 14 для подальшого сушіння. Із сушарки 14 гранули направляються на склад. Запилене повітря з сушарки 14 надходить в циклон 15, з якого знепилене повітря подається у систему абсорбції і викидається в атмосферу. Частилки пилу з циклону 15 направляються у бункер 12.

Таким чином, використання відновлюваних джерел енергії для виробництва гранульованого дигестату забезпечує зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище та досягнення певних цілей сталого розвитку.

5.3 Науково-теоретичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів

5.3.1 Використання біоінформаційних баз даних

Науково-теоретичного обґрунтування потребують механізми та метаболічні шляхи деградації НВ. На сьогоднішній день побудова метаболічних шляхів для різних органічних речовин спрощена за допомогою різних баз даних. Зокрема, база даних KEGG дозволяє моделювати метаболічні шляхи різних органічних речовин, у тому числі нафти та НП, із зазначенням типів залучених бактерій та

ферментів. Наприклад, результат такого моделювання деградації толуолу до бензойної кислоти показано на рисунку 5.22 [189].

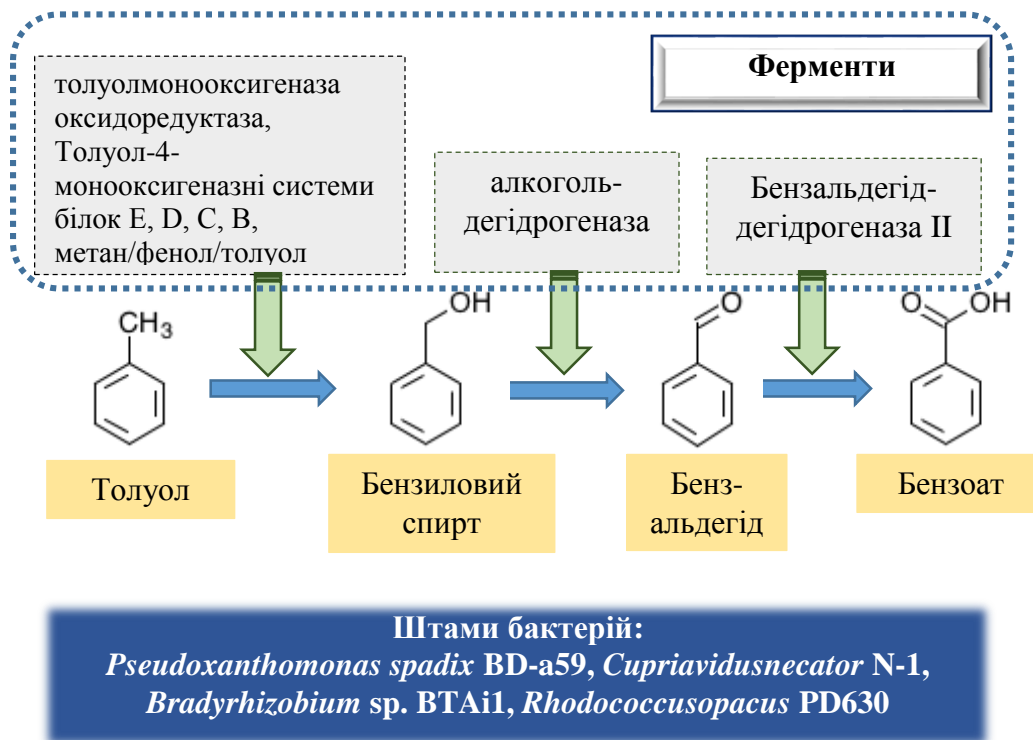
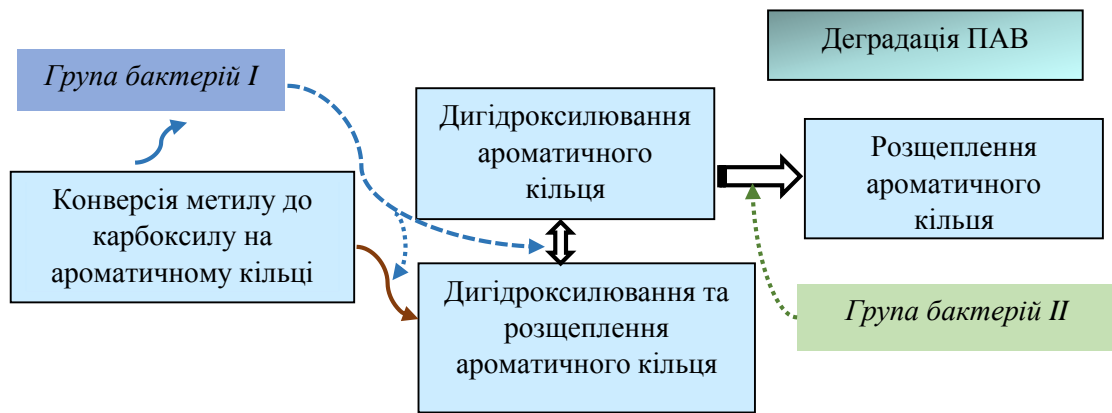


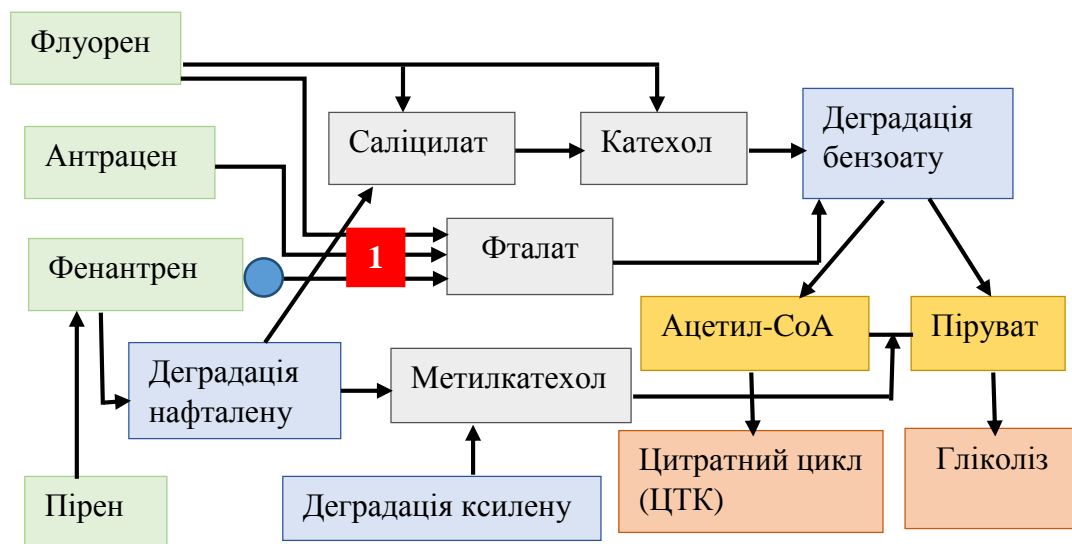
Рисунок 5.22 – Розкладання толуолу, толуол => бензоат: перетворення метилу в карбоксил на ароматичному кільці

Циклічні та ароматичні вуглеводні дуже важко піддаються бактеріальному окисненню, але сьогодні відомі штами мікроорганізмів, які включають ці речовини в процеси обміну речовин. Відомо, що мікроорганізми здатні руйнувати різноманітні хімічні речовини у навколишньому середовищі, включаючи штучно створені, які переважно є ароматичними сполуками [263]. Можливість деградації толуолу штамом бактерій *Rhodococcus opacus* sp. було підтверджено в дослідженні [264]. Діаграма деградації ароматичних сполук ілюструє схеми комбінації реакційних модулів для біодеградації ароматичних сполук, що складаються з трьох основних типів модулів кільцевого дегідроксилювання, за якими слідує модулі мета- або орто-розщеплення та спільне дегідроксилювання та розщеплення ароматичного кільця, разом з

додатковим модулем попередньої обробки для перетворення метильної групи в карбоксильну групу на ароматичному кільці (рисунок 5.23, а).



(а)



(б)

ПАВ – поліциклічні ароматичні вуглеводні, ЦТК – цикл трикарбонових кислот

Рисунок 5.23 – Блок-схема деградації ароматичних сполук з різними модулями шляхів (а), спрощена схема деградації ПАВ (б)

Біохімічне перетворення, показане на рисунку 5.23 (а), підтримується ферментом 2-формілбензоатдегідрогеназою, що належить до класу оксидоредуктаз, який здатний впливати на альдегідну або оксогрупу донорів з акцепторами НАД⁺ або НАДФ⁺. Цей фермент виробляється такими штамми

бактерій: *Mycobacterium sp. MCS*, *Mycobacterium sp. KMS*, *Mycobacterium sp. JLS*, *Mycolicibacterium vanbaalenii*, *Mycolicibacterium gilvum* *PYR-GCK*, *Mycolicibacterium gilvum* *Spyr1*, *Mycolicibacterium rhodesiae*, *Pseudarthrobacter phenanthrenivorans*.

Така група НВ, як ПАВ, є найбільш стійкою щодо мікробіологічної деструкції. Довідкові шляхи аналізу деяких хімічних речовин, зокрема, флуорену, антрацену, фенантрону, пірену, толуолу та ксилолу, вказують на перехід деструкції ПАВ у деградацію бензоату (рис. 5.23, б). Більш того, перші чотири ПАВ із вищезгаданого списку мають взаємопов'язані шляхи. У цьому випадку фталат виступає як ланка, метаболічний шлях перетворення якої також замикається до деградації бензоату.

Аналіз шляхів деградації ароматичних сполук показав, що основні модулі деградації включають розпад толуолу та бензоату, орто-розщеплення катехолу та мета-розщеплення катехолу, деградацію ксилолу, нафталіну, фталату (рис. 5.23, б). Схема перетворення 2-карбоксібензальдегіду в результаті бактеріальної біодеградації, що позначається цифрою 1 в розкладанні ПАВ (див. рисунок 5.23, б), показана на рисунку 5.24.

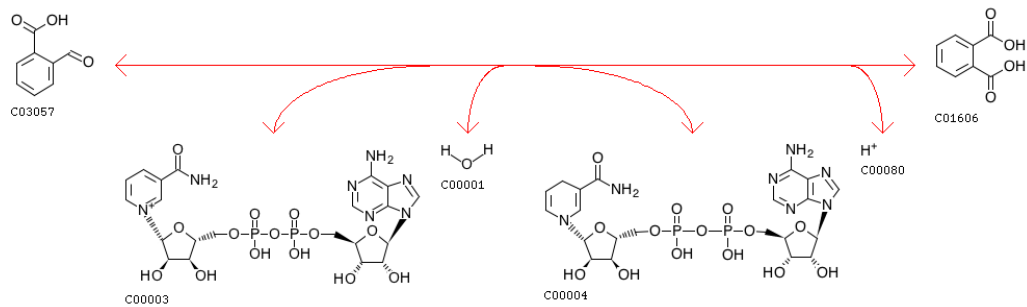
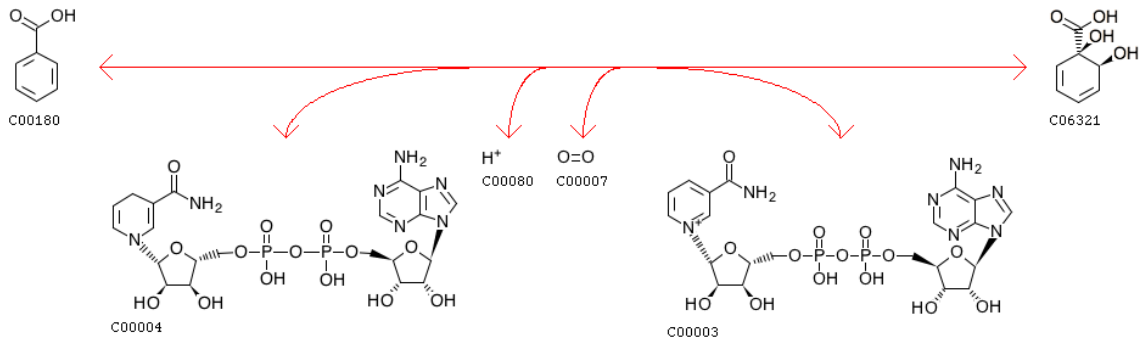


Рисунок 5.24 – Схема перетворення 2-формілбензоату (2-карбоксібензальдегід) (C03057) в о-фталеву кислоту (фталат) (C01606): C00003 – НАД⁺, C00001 – H₂O, C00004 – НАДН, C00080 – Н⁺

На рисунку 5.25 показана схема перетворення бензойної кислоти в результаті бактеріальної біодеградації штамми *Acinetobacter baumannii* 1B, *Pseudomonas putida* F701 та іншими (http://www.kegg.jp/dbget-bin/www_bget?ko:K05549) [265].



C00004 – НАДН, C00080 – Н⁺, C00007 – O₂, C00003 – НАД⁺

Рисунок 5.25 – Схема перетворення бензойної кислоти (C00180) в 1,6-дигідроксициклогекса-2,4-дієн-1-карбоксилат (C06321) C00004 – НАДН, C00080 – Н⁺, C00007 – O₂ – C00003

Аналіз метаболічних схем перетворення ароматичних вуглеводнів вказує на різноманітність шляхів їх деградації та зв'язку з іншими ланцюгами, що зумовлює залучення кількох ферментних систем у реакцію перетворення однієї речовини (рис. П.1 та П.2; табл. П.1 Додатку П). Цю інформацію отримано з бази даних KEGG, що дозволяє відібрати необхідні штами мікроорганізмів для створення консорціуму, ефективність якого визначається виробленням ферментів, що діють не тільки на вихідні речовини, а й на проміжні, тобто продукти окиснення вуглеводнів нафти.

Наприклад, в окисненні бензойної кислоти беруть участь ферменти: 1,2-диоксигеназа бензоат; бензоат гідроксилаза; бензойна гідроксилаза; оксидоредуктаза кисню, які належать до класу оксидоредуктаз, що діють на парні донори з включенням або відновленням молекулярного кисню. Такі реакції називають НАДН або НАДФН-залежними. На основі культурально-морфологічних ознак, маркерів антибіотикорезистентності та за допомогою методу геномних відбитків пальців вперше було простежено долю інтродукованих мікроорганізмів-деструкторів нафти у відкритому середовищі та показано їх виживання та конкурентоспроможність. Вибіркова здатність мікроорганізмів-деструкторів штамів *Rhodococcus sp.* X25, *Rhodococcus sp.* X5, *Rhodococcus sp.* S25, *Rhodococcus sp.* S26 і *Pseudomonas sp.* 142NF (pNF142) щодо

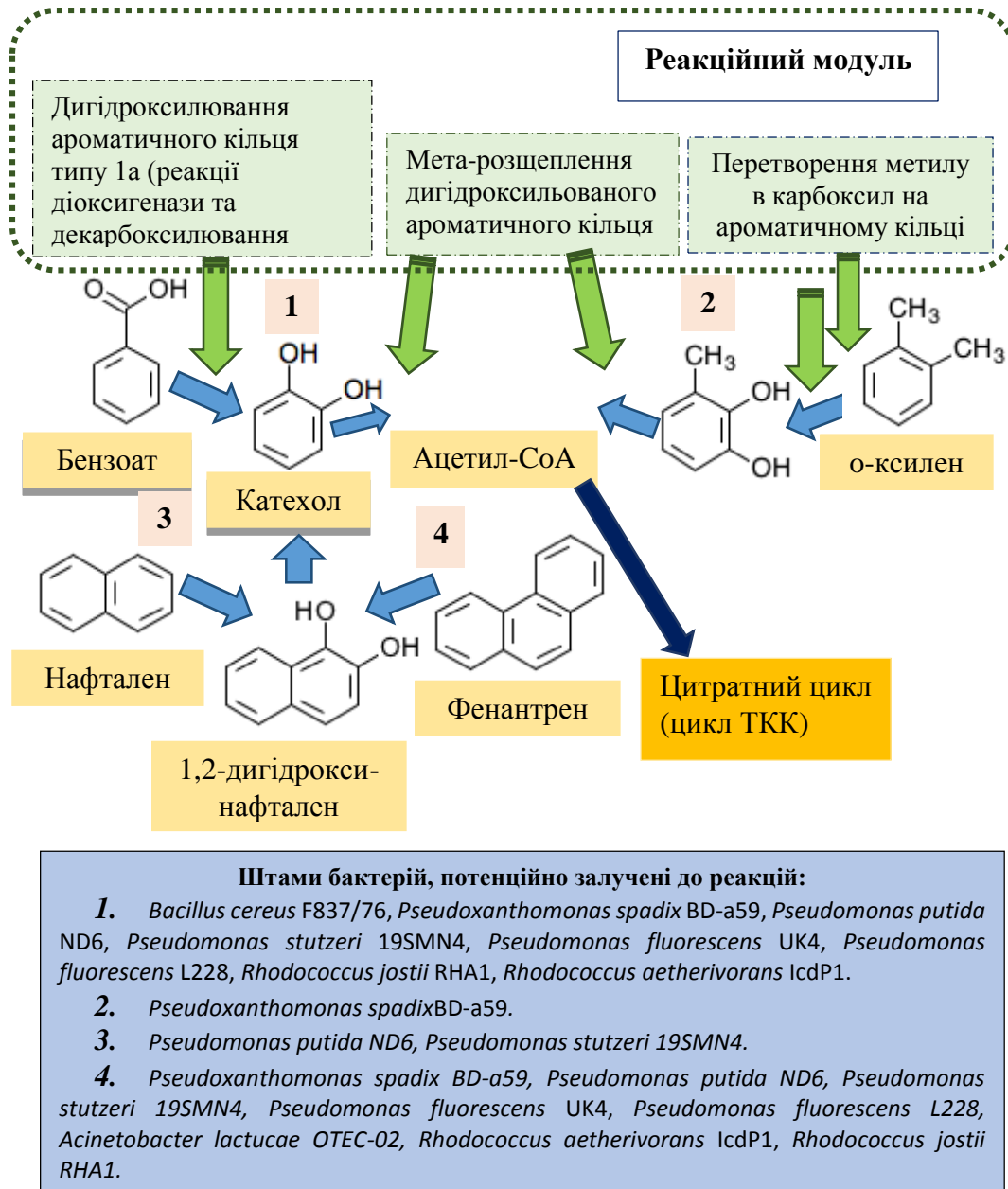
деградації окремих фракцій нафти необхідно враховувати при відборі ефективних штамів під час складання асоціацій мікроорганізмів-деструкторів як основу біологічних препаратів для очищення ґрунтів від забруднення нафтою [266, 267].

Усі перераховані вище штами мають здатність продукувати специфічні ферменти, які беруть участь у розпаді ароматичних вуглеводнів (табл. П.2 Додатку П).

5.3.2 Моделювання складу нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів

Найважливіший принцип успішного функціонування консорціуму бактерій заснований на синергетичному ефекті у взаємозв'язку між різними екологічно-трофічними групами мікроорганізмів через те, що одні метаболіти є джерелом вуглецю для інших [268, 269]. Аналіз модулів деградації основних ароматичних сполук показує проміжні та кінцеві продукти, а також необхідні ферментативні системи для прискорення цих перетворень (рис. 5.26).

Перша конверсія відноситься до бензоатної деградації внаслідок реакції дегідроксилювання ароматичного кільця за участю ферментів бензол-1,2-діоксигенази та дегідроксициклогексадієн карбоксилат дегідрогенази з класу оксидоредуктаз. Фермент катехол-1,2-діоксигеназа (клас оксидоредуктази), що діє на одноосібних донорів із включенням оксигеназ (молекулярного кисню), ініціює шлях мета-розщеплення деградації катехолу. Нафталін-1,2-діоксигеназа є членом сімейства бактеріальних ферментів, що розщеплюють ароматичні сполуки, наприклад ПАВ. Дегідрогеназа арилового спирту включає ферменти з широкою специфічністю до первинних спиртів з ароматичним або циклогекс-1-єновим кільцем. Водночас цей фермент має незначну активність або зовсім не має активності щодо коротколанцюгових аліфатичних спиртів (https://www.genome.jp/dbgetbin/www_bget?K00055+1.1.1.90+R05348).



Зелені комірки – це різні типи реакцій руйнування ароматичних сполук; зелені стрілки показують перетворення для відповідних реакцій; сині стрілки вказують на таке перетворення одних ароматичних сполук в інші. Цифри означають певні шляхи: 1 – бензоат=> катехол; 2 – o-ксилол => 3-метилкатехол; 3 – нафталін => 1,2-дигідроксинафталін; 4 – фенантрен => 1,2-дигідроксинафталін.

Рисунок 5.26 – Реакційний модуль для деградації ароматичних сполук

Alcaligenes sp. штамп PPH розкладає фенантрен за допомогою гідроксилази 1-гідрокси-2-нафтоїдної кислоти, саліцилової кислоти та катехіну [270].

Pseudoxanthomonas spadix BD-a59 здатний включати до метаболізму всі шість сполук ВТЕХ (бензол, толуол, етилбензол та о-, m- і p-ксилол). Його виділяють із забрудненого бензином осаду. На основі повної інформації про геном *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59 (рис. 5.27), яка була успішно отримана за допомогою імітаційного інструменту IslandViewer 4 (http://www.pathogenomics.sfu.ca/islandviewer/accession/NC_016147.2/), цей штам має бути потенційно залучений переважно в реакціях деградації ПАВ. Тому *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59 було визначено як домінуючий вид у моделі консорціуму.

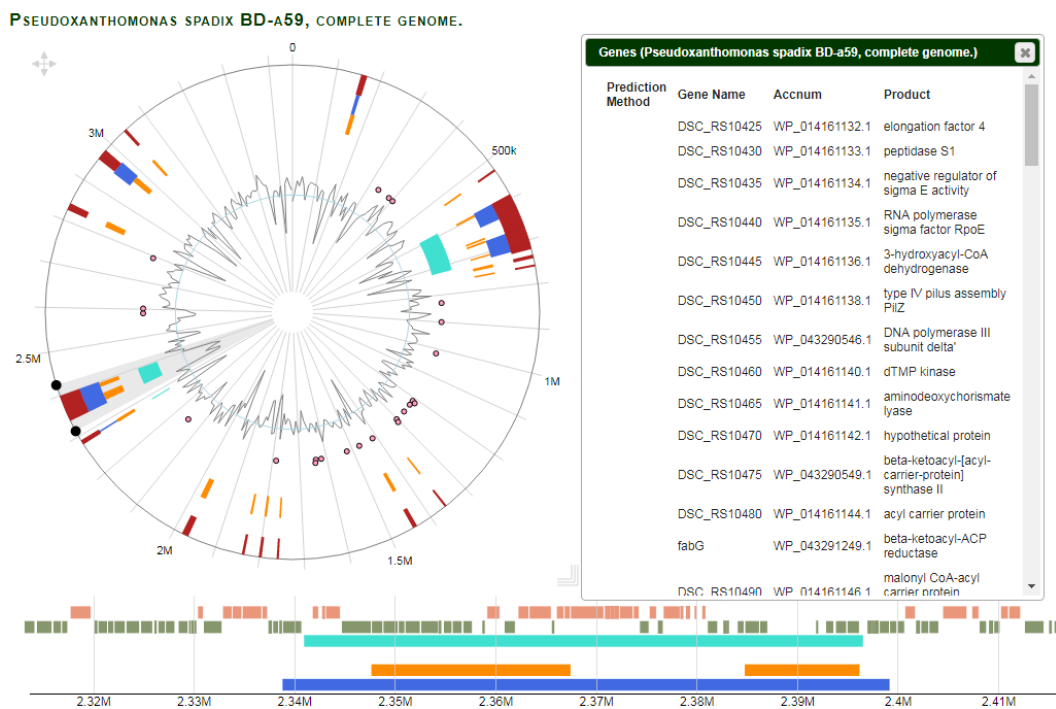


Рисунок 5.27 – Повний геном для *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59 з допомогою інструменту IslandViewer 4

Видова ідентифікація вуглеводневих окиснювальних мікроорганізмів здійснюється методами молекулярної біології: послідовності генів 16S рРНК та мультисубстратним тестуванням за допомогою системи GENIII Microplate (BioLog). Співтовариство, виділене з високопродуктивного ґрунту, до складу якого входять три штами: *Pseudomonas stutzeri*, *Achromobacter insolitus*,

Achromobacter xylosoxidans, здатне використовувати дизельне паливо як єдине джерело живлення, у концентрації до 12 %, зберігає руйнівні властивості з вмістом солей до 6 % і здатний утилізувати мазут, вакуумний газ, гексан, фенол, толуол.

Повний набір ферментативних систем, що беруть участь у біодеградації ПАВ, повинен бути забезпечений шляхом включення штамів бактерій до консорціуму, а саме: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9.

Бактеріальний консорціум із зазначених вище бактерій був створений у трьох варіантах для парафінів, циклоалканів та ароматичних вуглеводнів відповідно, як показано на рисунку 5.28.

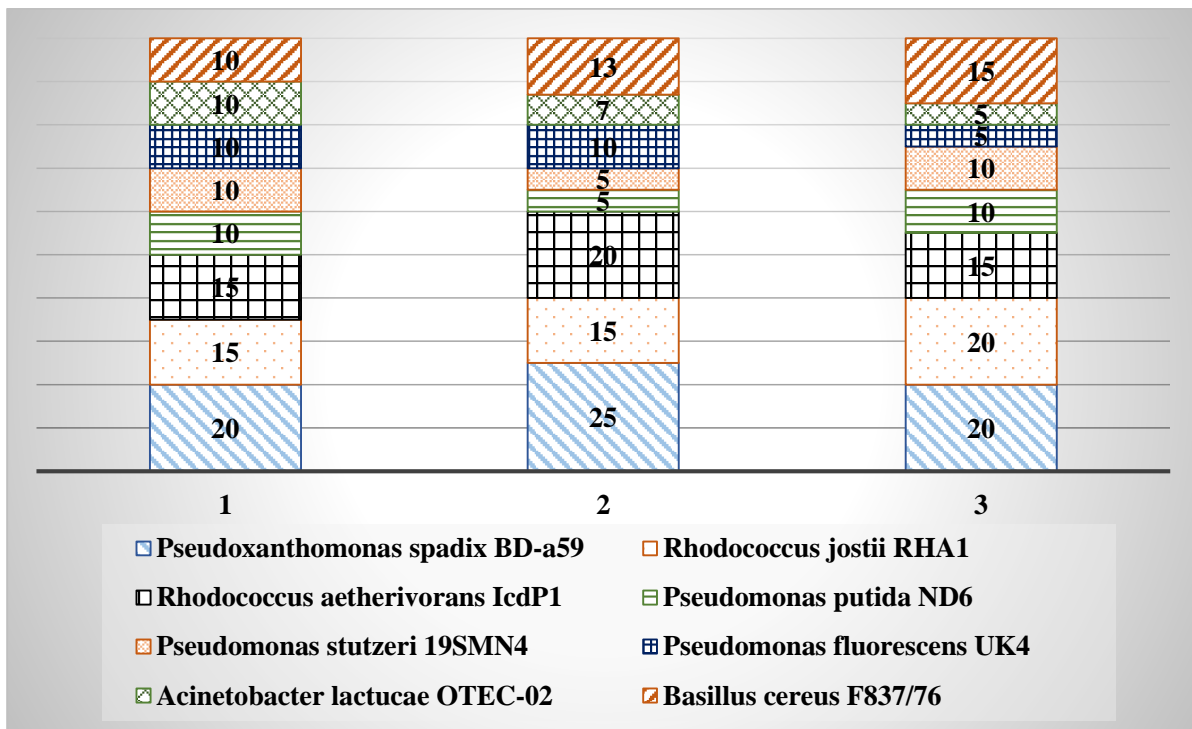


Рисунок 5.28 – Схема еколого-трофічних груп, що беруть участь у біодеградації парафінів (1), циклоалканів (2), ароматичних вуглеводнів (3)

Відповідно до метаболічної інформації з бази метаданих BacDive Bacterial Diversity про переважаючі ферментативні системи та основні перетворення (шляхи) важливих нафтових сполук, окремий бактеріальний консорціум був створений для ароматичних вуглеводнів (рис. 5.29).

Співвідношення між зазначеними штамми мікроорганізмів у консорціумі було встановлено на рівні 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

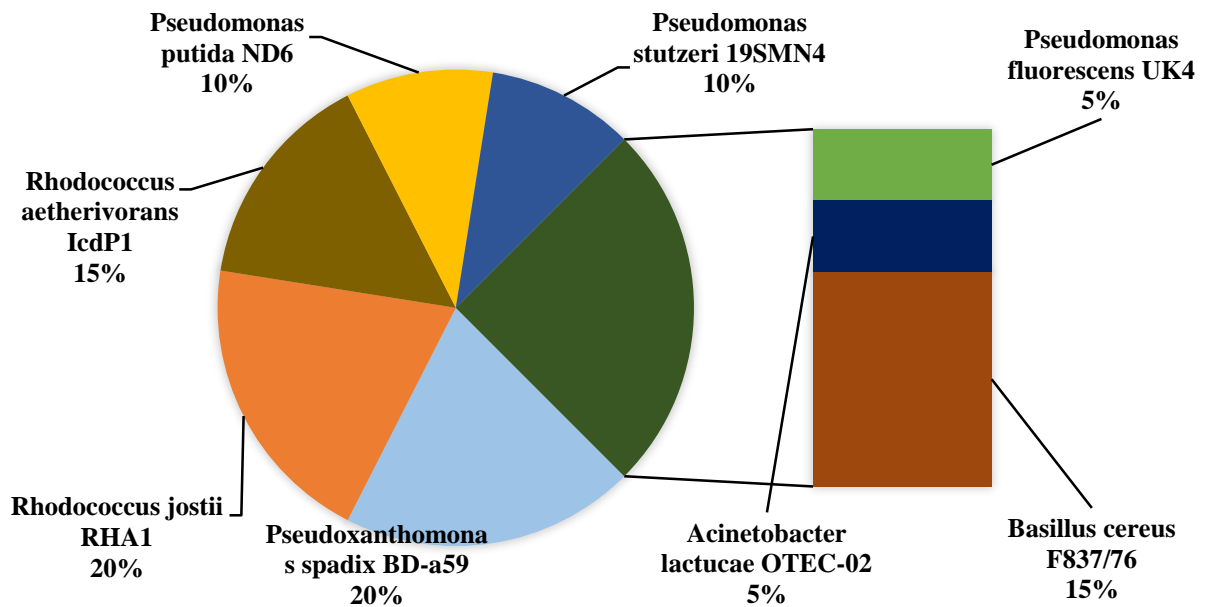


Рисунок 5.29 – Схема еколого-трофічних груп, що беруть участь у біодеградації ароматичних вуглеводнів

Створений консорціум включає штамми бактерій у різному співвідношенні з урахуванням усієї групи бактерій 100 %. Різниця у відношенні мас між штамми, використаними для цієї моделі, пов'язана з відмінностями в необхідних ферментах.

Наприклад, *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59 і *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1 більш здатні до циклічного руйнування вуглеводнів. *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1 був виділений із забрудненого ґрунту покинутого Пекінського коксохімічного заводу в Китаї (doi:10.13145/bacdive11035.20190402.4). Геном підкреслює важливі особливості

біоаугментації, включаючи гени де-D-метилетилхолу, які беруть участь у розкладі метил-етил-кетону [271].

Повідомляється, що *Rhodococcus jostii* RNA1 є потенційним поліхлорованим актиноміцетом, що розкладає біфеніл, який катаболізує широкий спектр сполук (doi:10.13145/bacdrive11034.20190402.4).

Під час забруднення ПАВ ПАВ-катаболічні гени, зокрема фрагменти генів ароматичної гідроксилуючої діоксигенази як в α -, так і в γ -протеобактеріях, були близькі до генів *nahAc* і *rhnAc*, тоді як незайманий сайт характеризувався поширеністю актинобактерій.

Повідомлялося [272], що застосування консорціуму *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* та *Staphylococcus* сприяло зниженню концентрації загальних НВ на 62,08 %. Причому такий результат був зафіксований на 42 добу експерименту.

Окафор та ін. [273] визначили, що штами бактерій, такі як *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Klebsiella* та *Enterobacter*, можуть виробляти біосурфактанти для деградації ПАВ (бензол і нафталін), тоді як консорціум *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Lysinibacillus* та *Enterobacter* мав найвищу швидкість деструкції по відношенню до сирової нафти. Джахір та ін. [274] висунули гіпотезу, що *Bacillus spp.* має стійкі ендоспори, що дозволяє бути більш толерантним до високого вмісту вуглеводнів у ґрунті, що доведено дослідженнями [275].

Jussila та ін. [276] повідомили, що *Pseudomonas aeruginosa* J1104 має бути ефективною утилізуючою та катехол-позитивною бактерією, яка має *xylE*gene, залучений до шляху деградації ароматичних вуглеводнів (деградація *xylE*, ВТЕХ). На додаток до штамів *Pseudomonas*, *xylE*gene був виявлений в інших ізолятах *Proteobacteria*, таких як *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Enterobacter* і *Stenotrophomonas*. Аналіз GC-MS показав, що консорціум таких бактерій *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Cronobacter*, *Stenotrophomonas*, *Achromobacter*, *Ochrobastrum*, *Paenibacillus*, *Bacillus*, *Microbacterium*, *Curtobacterium* і *Sphingobacterium* був здатний знижувати вміст сирової нафти у рідкій культурі до 40,5 % уже через 10 днів [277].

Інший автор також повідомив про консорціум штамів бактерій, таких як *Bacillus cereus* BL01, *Pseudomonas srutzeri* BL02, *Acinetobacter sp.* BL03, *Bacillus sp.* BL04 забезпечив ефективність видалення на рівні 46 %, тоді як застосування зазначеного консорціуму, доповненого *Azotobacter vinelandii* AV01, що виробляє сурфактант, підвищило цей показник до 85 % [53]. Консорціум *Bacillus aerius* B2, *Pseudomonas stutzeri* B3, *Ochrobactrum intermedium* B4, *Micrococcus lylae* B5 та *Acinetobacter calcoaceticus* B9 мав здатність підвищувати швидкість деградації нафти на 88 % [278].

Таким чином, ідентифікація повного геному бактерій за допомогою IslandViewer 4 дозволила створити консорціум нафтодеструктивних бактерій, що складаються з таких штамів: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76. Бактерії, що входять до запропонованого консорціуму, мають високу здатність до розкладання вуглеводнів, що достовірно підтверджено дослідженнями інших вчених. Співвідношення між зазначеними штамми мікроорганізмів у консорціумі було встановлено на рівні 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

Науковою новизною цього дослідження є визначення в консорціумі необхідних бактерій, здатних в процесі життєдіяльності розкладати ПАВ. Такий підхід дозволяє ефективно використовувати метод біоаугментації на нафтозабруднених ґрунтах у зв'язку з випадковими розливами нафти, які часто трапляються та потребують негайного застосування заходів щодо ліквідації та очищення ґрунту.

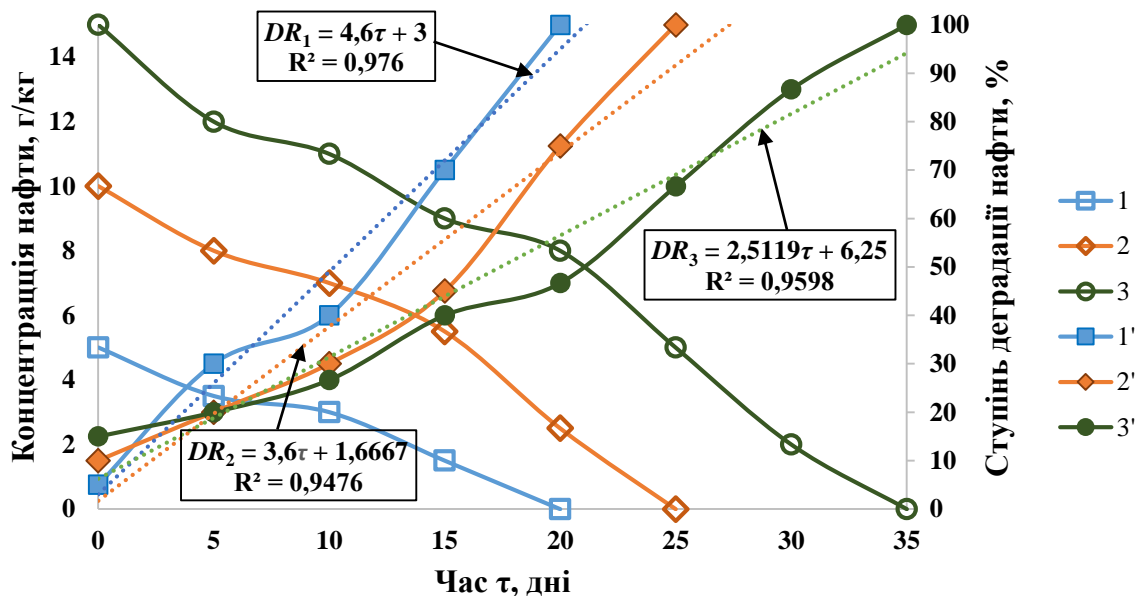
5.3.3 Дослідження ефективності розроблених консорціумів

Виходячи з попередніх досліджень [265] та даних інших дослідників, бактеріальний консорціум має вищий потенціал до деградації нафти та біоремедіації ґрунту через різноманітність метаболічних шляхів та залучених

ферментативних систем. За наявності н-алканів і ПАВ у зразках ґрунту (див. табл. 2.9) розроблено теоретичне обґрунтування складних біохімічних перетворень вуглеводнів, в яких мають бути залучені певні ферменти, здатні продукувати лише певні штами бактеріального консорціуму мікроорганізмів.

Для підвищення рівня деградації вуглеводнів та, відповідно, підвищення ефективності біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів, проведено біоаугментацію з використанням розробленого препарату, до складу якого ввійшли 5 штамів бактерій як *Pseudoxanthomonas spadix*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Rhodococcus opacus*, *Acinetobacter baumannii*, *Bacillus cereus* і 2 штами нижчих грибів *Actinomyces sp.*, *Mycobacterium flavescens*.

Результати досліджень трьох зразків ґрунту, що відрізняються вихідними концентраціями вуглеводнів (5, 10 та 15 г/кг відповідно), наведені на рис. 5.30.



1, 2, 3 – криві зміни концентрації нафти в ґрунті в часі для $C_i = 5, 10$ і 15 г/кг відповідно; 1', 2', 3' – криві ступеню деградації нафти для $C_i = 5, 10$ і 15 г/кг відповідно

Рисунок 5.30 – Залежність зниження концентрації нафти та ступеню її деградації (DR) від часу (τ) для різної початкової концентрації нафти (C_i)

Цифри 1, 2 і 3 показують криві зміни концентрації нафти в ґрунті в часі для початкових концентрацій 5, 10 і 15 г/кг відповідно. Цифри 1', 2' і 3' визначають криві ступеню деградації нафти для тих самих вхідних даних [175].

Отримані експериментальні результати свідчать, що 100 % концентрації нафти було деградовано через 20, 25 і 35 днів для зразків ґрунту з вихідними концентраціями вуглеводнів на рівні 5, 10 і 15 г/кг відповідно (див. рис. 5.30, криві 1', 2' і 3'). На графіку показані лінії тренду залежності рівня деградації нафти від часу, а також наведені апроксимаційні рівняння із зазначенням надійності апроксимації. Похибка для всіх кривих не перевищує 5 % за умов заданої прийнятної імовірності (називається рівнем значущості α) $\alpha = 0,05 = 5 \%$.

Криві зміни концентрації нафти в ґрунті з часом мають однакову тенденцію, тобто всі три криві є лінійними. Було зрозуміло, що застосування бактеріального консорціуму (біоаугментація) демонструє високу ефективність у порівнянні з місцевою мікрофлорою під час біодеградації нафти (рис. 5.3 і 5.30). Такі результати зумовлені ефективністю біоремедіації ґрунту бактеріями та грибами, які були включені до внесеного бактеріального препарату, що підтверджується також результатами інших досліджень.

У дослідженні [279] зазначається, що 91,5 % нафти з нафтового шламу нафтопереробного заводу можна відновити за допомогою рамноліпідів штаму *Pseudomonas aeruginosa* F-2, що виробляє ферменти каталазу та оксидазу, які відіграють важливу роль у деградації дизельного палива [280]. *Mycobacterium flavescens* і *Rhodococcus sp.* здатні до деградації флуорантену в присутності пірену та антрацену відповідно, хоча флуорантен негативно впливав на швидкість росту на згаданих вище субстратах [281]. Оптимальне середовище та умови культивування для росту клітин і деградації толуолу *Bacillus cereus* АТНН39 виявлено за умови рН 6,72, температури 33,16 °С і концентрації толуолу 824,15 мг/л, за якої розпад толуолу досягав 64,11 % [282].

Таким чином, метод біоремедіації доцільно застосовувати для помірних широт, що характеризуються оптимальним температурно-вологісним режимом протягом року, за винятком зимових місяців. На основі бактеріальних метаданих

з електронних біоінформаційних баз даних оптимальні умови росту для бактерій у цьому дослідженні можна встановити таким чином: рН = 3–11, широкий діапазон температур 0–35 °С. Вирішення проблеми в умовах високонафтового середовища частково можна задовольнити штучним підтриманням тепла на оптимальному рівні, примусовою аерацією, додатковим внесенням органічних і неорганічних добрив як джерела основних поживних речовин, рекультивацією ґрунтів. Однак така стратегія значно знижує економічну ефективність біоремедиації.

Подальші дослідження будуть спрямовані на застосування біостимуляції та регулювання оптимальних зовнішніх умов (температура, вологість, рН тощо). Наприклад, вивчена ефективність органічних/неорганічних добрив підвищується з додатковим використанням біовугілля та біосурфактанта, що відповідало видаленню на 23 % більше загальних НВ, ніж тільки добриво, і, як повідомляється, ця обробка здатна розкласти до 53 % загальних НВ у ґрунті протягом 16 тижнів [283].

Узагальнюючи описані вище науково-теоретичні та науково-практичні засади щодо проведення біоремедиації нафтозабруднених ґрунтів за рахунок інтенсифікації деструкції залишків НВ науково обґрунтовано композицію, яка задовольняє екологічним, технічним та економічним вимогам, та містить біостимулятор, препарат нафтоокиснювальних бактерій, розпушувач та біосорбент.

Зазначений підхід лежить в основі розробленого та запатентованого способу біоремедиації нафтозабруднених ґрунтів біологічним методом із внесенням науково обґрунтованої композиції препаратів та речовин [284]. Як біостимулятор використовують дигестат після анаеробного зброджування органічних відходів, буферний стабілізатор – фосфогіпс, сорбент або розпушувач – монтморилоніт або солома та компостовані відходи тваринництва і птахівництва, а препарат нафтоокиснювальних бактерій складається з таких штамів: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4,

Pseudomonas fluorescens UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9, при цьому ґрунт, забруднений нафтою та/або НП, спочатку обробляють буферним стабілізатором фосфогіпсом з розрахунку до 7 кг/т ґрунту, сорбентом і розпушувачем з масовою часткою дози внесення 5–8 % незалежно від обраної речовини, біостимулятором дигестатом з дозою внесення 20 т/га земельної ділянки, а потім додають препарат нафтоокиснювальних бактерій в кількості, що дорівнює титру 10^7 – 10^8 кл/мл, причому процес може проходити за широкого діапазону робочих температур 4–42 °С.

Експериментально обґрунтовано, що доза внесення дигестату на рівні 20 т/га забезпечує ґрунт оптимальною кількістю карбону, азоту, фосфору та калію, та сприяє їх біоаккумуляції, а відповідно пролонгованій дії щодо процесу біодеструкції нафти. Сполучення анаеробних мікроорганізмів з аеробними мікроорганізмами у консорціуми створить умови для більш ефективного протікання процесів гуміфікації, тому поряд з біостимулятором вносять компостовані відходи тваринництва і птахівництва та солону з рекомендованою дозою внесення 5–8 %, які виконують роль сорбентів та розпушувачів.

Після проведення меліоративних заходів щодо підвищення якості та фізико-хімічних властивостей нафтозабрудненого ґрунту, створюються сприятливі умови (структура ґрунту, вміст поживних речовин, водневий показник, окисно-відновний потенціал) для підтримання життєдіяльності нафтодеструктивних бактерій.

Застосування спеціальних біопрепаратів на основі науково обґрунтованого консорціуму мікроорганізмів *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9 забезпечує активізацію процесів життєдіяльності аборигенної мікрофлори, зокрема підвищення швидкості метаболізму, ефективність на рівні до 80 % доведена експериментально.

Реалізація розробленого способу дозволяє знизити техногенне навантаження на довкілля у результаті відновлення порушених земель і ґрунтів,

забруднених нафтою та НП, та забезпечує інтенсифікацію процесу деградації вуглеводнів біологічним способом, що сприяє одержанню екологічно безпечного субстрату та виключає його токсичність для живих організмів за рахунок деградації та/або іммобілізації небезпечних хімічних речовин. Біостимулятор дигестат (зброджена маса), що вивантажується з біореактору, у якому протікає процес анаеробного зброджування органічної маси з одержанням біогазу, містить достатню кількість поживних речовин, а за рахунок додавання фосфогіпсу і розвитку необхідної асоціації мікроорганізмів відбувається іммобілізація ВМ, та має підтверджену практичну агроекологічну цінність у разі застосування у якості добрива.

Висновки та узагальнення до розділу 5

У розділі 5 «Розроблення технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації» одержано такі результати.

1. Біотехнологічний метод знезараження нафтозабруднених ґрунтів стає все більш популярним і корисним у наш час завдяки своїм перевагам і позитивним характеристикам перед фізико-хімічними методами. Висока ефективність розкладу НВ різними штамами бактерій пояснюється здатністю конкретної живого організму включати ці речовини в метаболічні процеси клітини. Чисельні дослідження показують, що арени, нафтенові, парафінові доступні практично для всієї аборигенної мікрофлори.

2. У пробах забрудненого нафтою ґрунту виявлено такі хімічні речовини: н-алкани, фтор, антрацен, фенантрен, пірен, толуол, ксилол, бензол, інші НВ. Досліджено залежність ступеню деградації нафти від часу витримки τ та початкової концентрації нафти C_i . Результати досліджень показали, що максимальний ступінь деградації нафти на рівні 80 % встановлена при C_i у межах 4–8 г/кг і $\tau = 70$ діб.

3. Поліциклічні ароматичні сполуки, виявлені в забруднених пробах ґрунту, мають різні реакційні модулі біохімічного катаболізму. Більшість досліджених

перетворень включають різні ферментні системи, а отже, і різні штами мікроорганізмів, що обґрунтовує ефективність консорціуму. Визначено, що до групи найбільш продуктивних бактерій і грибів у цьому контексті належать *Pseudoxanthomonas spadix*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Rhodococcus opacus*, *Acinetobacter baumannii*, *Bacillus cereus*, *Actinomyces sp.*, *Mycobacterium flavescens*.

4. Моделювання консорціуму бактерій, що розкладають НП, здатних до біоаугментації проводилось на основі модуля реакцій деградації ароматичних сполук, дослідження різних ферментних систем, які каталізують певні реакції, та визначення бактерій, здатних продукувати відповідні ферменти. Ідентифікація повного геному бактерій за допомогою IslandViewer 4 дозволила створити консорціум нафтодеструктивних бактерій, що складаються з таких штамів: *Pseudoxanthomonas spadix* BD-a59, *Rhodococcus jostii* RHA1, *Rhodococcus aetherivorans* IcdP1, *Pseudomonas putida* ND6, *Pseudomonas stutzeri* 19SMN4, *Pseudomonas fluorescens* UK4, *Acinetobacter lactucaе* OTEC-02, *Bacillus cereus* F837/76.7.9. Співвідношення між зазначеними штамми мікроорганізмів у консорціумі було встановлено на рівні 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

5. Експерименти з оброблення нафтозабруднених ґрунтів показали збільшення біодеградації при застосуванні біоаугментації. Результати експерименту свідчать, що 100 % концентрації нафти було засвоєно через 20, 25 та 35 днів для зразків ґрунту з вихідними концентраціями вуглеводнів на рівні 5, 10 та 15 г/кг відповідно.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [228, 231, 232, 242–244, 247, 250, 254–256, 265, 284].

РОЗДІЛ 6

ФАКТОРНЕ ПАРАМЕТРИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОЦЕСУ ВИДОБУВАННЯ НАФТИ ДЛЯ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

6.1 Оцінка впливу на довкілля за штатних ситуацій

Під час оцінювання впливу особлива увага повинна приділятися таким критеріям, як рівень, тривалість і географічна протяжність передбачуваної взаємодії у просторових і часових рамках. Цей підхід передбачає використання чотирьох категорій значущості:

- I значний вплив: впливають на всю популяцію у ступені, достатньому для того, щоб викликати скорочення чисельності та/або зміни в розподілі, у разі перевищення якого природне поповнення не повертає популяцію до попереднього рівня протягом декількох поколінь порушеного впливом виду;
- II помірний вплив: впливають на частину популяції і можуть викликати зміну чисельності та/або розподілу протягом одного або декількох поколінь порушеного впливом виду, але не загрожують цілісності цієї популяції;
- III незначний вплив: впливають на конкретну групу в рамках генетичної популяції протягом короткого періоду часу (не більше одного покоління порушених впливом особин), але не впливають на інші трофічні рівні або популяцію;
- IV нехтовно малий вплив або відсутність впливу: відсутність помітних прогнозованих впливів на навколишнє природне середовище; вплив настільки незначний, що проведення подальшого розгляду під час проведення оцінки впливу не потрібно.

Техногенне навантаження на морські екосистеми від нафтовидобувної діяльності можна оцінити використовуючи індикатори і цільові показники якості. У рамках дослідження Баренцевого моря авторами праці [285]

пропонується виділення індикаторів у межах окремих категорій, об'єднаних у систему з трьох взаємопов'язаних груп сигнальних параметрів:

- індикатор стану, що характеризує якість екосистеми за природніх умов – S (state);
- індикатор впливу, що ідентифікує характер і силу впливу досліджуваного техногенного процесу на екосистему – I (influence);
- індикатор наслідків, що вказує на конкретні якісні та кількісні зміни в екосистемі – C (consequence).

Недоліком такого підходу є відсутність уніфікації, оскільки категорії та відповідні індикатори обиралися з переліку найбільш значущих для досліджуваної екосистеми.

Під час комплексного екологічного моніторингу рекомендується використовувати систему ключових параметрів (табл. 6.1).

Системний підхід до оцінювання навантаження комплексної нафтовидобувної діяльності на біотичну складову морської екосистеми полягає в урахуванні всіх чинників впливу на кожному етапі досліджуваного процесу. З позицій екологічної безпеки доцільно провести декомпозицію деструктивних факторів: за напрямком впливу – на прямі (безпосередньо на організм) та опосередковані (через зміну параметрів та умов середовища існування); за характером дії – фізичні, хімічні та механічні; за тривалістю впливу – постійно діючі та раптово виникаючі; за причиною виникнення – штатні та аварійні ситуації. Для прогнозування сили та значимості негативного впливу виділених вище стадій процесу видобування нафти на морських гідробіонтів необхідно враховувати як зовнішні чинники, так і структуру внутрішніх взаємозв'язків, що виникають між різними екологічними групами організмів.

В екологічних системах ключовими є трофічні зв'язки, оскільки вони визначають місце кожного трофічного рівня у харчовому ланцюгу та найбільш повно й адекватно засвідчують взаємозалежність продуцентів, консументів та редуцентів.

Таблиця 6.1 – Система параметрів довкілля, що використовується для екологічного моніторингу нафторозвідувальних робіт

Тип	Категорія	Параметр
Фізичні	Метеорологічні	Температура і вологість повітря, атмосферний тиск, напрямок і швидкість вітру, хмарність
	Океанографічні	Температура і солоність води, швидкість і напрямок течій, прозорість, хвилювання, лід
Геохімічні	Описова седиментологія	Візуальний опис поверхні осадів; гранулометричний склад; запах; колір; загальний вміст органічного вуглецю (ТОС); вміст води; окисно-відновний потенціал (Eh)
	Вуглеводні	Загальний вміст вуглеводнів (ТНС); нафталін, фенантрен / антрацен, дібензтіофен і їх С3 алкілгомологи (NPD); біциклічні аліфатичні вуглеводні типу деколіни; 2-6-ти циклічні ароматичні вуглеводні
	Метали	Обов'язково – барій Ва, кадмій Cd, мідь Cu, свинець Pb, цинк Zn, ртуть Hg, залізо Fe; бажано – кобальт Co, нікель Ni, ванадій V, хром Cr, стронцій Sr, алюміній Al
Біологічні	Зообентос	Кількість видів на одиницю площі або в одиниці об'єму осаду; кількість і біомаса індивідумів кожного виду
	Іхтіофауна	ТНС, NPD, біциклічні вуглеводні в м'язах і печінці; вік і розміри кожного досліджуваного індивідуума; розмірна вибірка і статистичний аналіз

У межах біоценозів водного середовища під впливом абіотичних екологічних факторів формуються такі укрупнені категорії гідробіонтів: фітопланктон, зоопланктон, зообентос, перифітон, що утворюють досить складну комплексну систему.

Сейсмозвідувальні роботи носять негативний, навіть, летальний характер для зоопланктону, зокрема, іхтіопланктону в радіусі від 2–3 до 5–7,5 м, максимум – до 10 м [286]. Одиничні пневматичні джерела (ПД)

утворюють зони екологічної небезпеки, у межах яких тиск досягає 0,3 МПа і вище, і як наслідок, смертність серед планктонних організмів становить 80–100 %. Граничний радіус впливу залежить не лише від параметрів джерела, а й від індивідуальних властивостей реципієнтів, передусім, розмірів організмів, будови тіла, таксономічних одиниць, значення яких значним чином варіюються для представників екосистем північних морів та субтропіків.

Технологічний процес буріння свердловин, не залежно на суші чи на морі, передбачає використання БР, до складу якого входить цілий спектр хімічних речовин, об'єднаних у групи за функціональним призначенням: інгібітори корозії, мастильні речовини, емульгатори, диспергатори, поверхнево-активні речовини, загущувачі, пінні агенти тощо. Існує висока ймовірність надходження до водного середовища ЗР II–IV класу небезпеки внаслідок потрапляння ВБР, БШ, БСВ. Токсичною дією по відношенню переважно до морських безхребетних, риб та ссавців володіють такі складові компоненти відходів, як іони ВМ, нафтові вуглеводні та радіоактивні елементи. Застосування екологічно безпечних технологій поводження з БВ, зокрема їх солідіфікація та стабілізація у будівельних матеріалах типу гіпсобетон, сприяють іммобілізації ВМ у кристалічній решітці композиту, що перешкоджає їх вилуговуванню у середовище та переводить у біонедоступну форму [181]. У випадку недотримання вимог найбільшої шкоди зазнають організми, які перебувають на вищих трофічних рівнях, що обумовлено принципами біомагніфікації. Тому можливі різні сценарії розвитку екосистем під впливом хімічного забруднення, домінуючим серед якого є нафтове. За експертними оцінками щорічно до вод Світового океану внаслідок нештатних ситуацій та транспортування нафти надходить близько 500 тис. тонн сирого продукту. Додатковим джерелом є біогенне утворення, оскільки для деяких бактерій кінцевим продуктом метаболізму є аліфатичні та циклічні вуглеводні. Найбільшої небезпеки завдають тонкі нафтові плівки на поверхні води, які на підставі гідрофобності та неполярності молекул порушують механізм газообміну на межі розділу фаз рідина (морська вода) – газ (АП). Унаслідок цього настає гіпоксія у риб,

савців, менш чутливими є представники бентосу, до складу якого входять такі найбільш розповсюджені види: черв'яки *Nereis*, молюски *Dreissena*, *Didacna*, ракоподібні *Corophiidae*, *Cumacea*, *Gammaridae*. У зв'язку із специфічною чутливістю та відгуком реакції у дафній, артемій, до дії нафти та компонентів БШ їх рекомендовано використовувати як тест-об'єкти під час проведення біотестування та експериментального визначення класу небезпеки відходів (рис. 6.1).

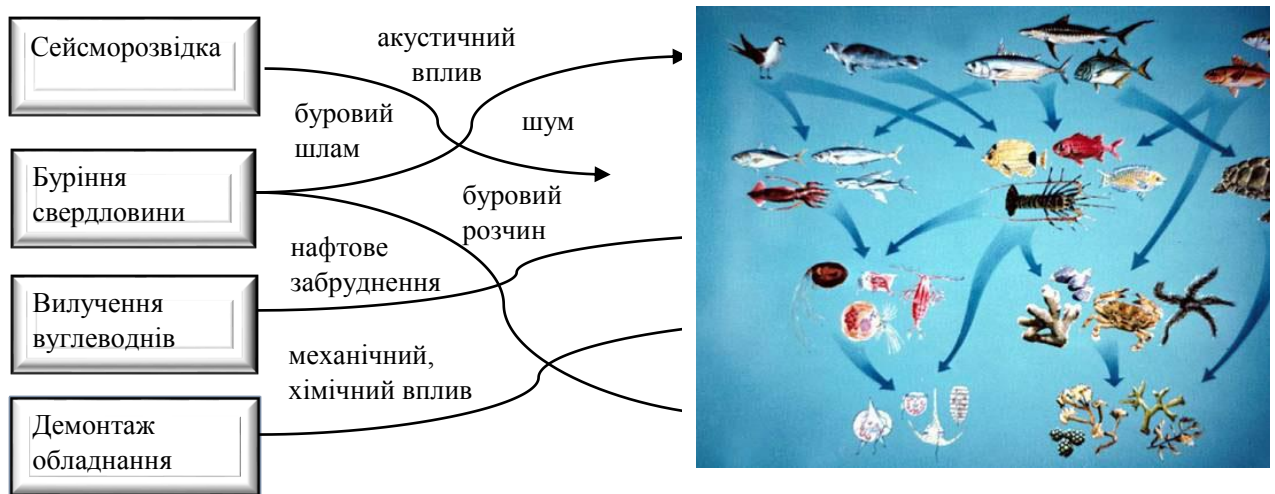


Рисунок 6.1 – Схематичне відображення характеру впливу дестабілізуючих факторів на гідробіонтів під час кожного етапу нафтовидобувної діяльності

Ізотопи радіоактивних елементів надходять до водного середовища переважно під час розроблення родовища та видобування нафти внаслідок скиду пластових вод та БСВ, забруднених ^{238}U , ^{232}Th та продуктами розпаду – ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , що обумовлено їх контактом з гірськими породами. На етапі виведення з експлуатації свердловини основним джерелом радіоактивного забруднення є відкладення на промисловому буровому обладнанні. З огляду хімічних властивостей ізотопів радію до утворення нерозчинних солей типу сульфатів та карбонатів абіотична компонента біогеохімічного циклу пов'язана з їх осадженням у донних відкладеннях, які разом з морською водою слугують джерелом надходження радіоактивних елементів до гідробіонтів. За таких умов відбувається як зовнішнє, так і внутрішнє опромінення α та β -променями, та

міграція ізотопів по трофічному ланцюгу від фітопланктонних продуцентів до морських ссавців, включаючи процеси біоакмулювання і біомагніфікації. Різноманітність та розгалуженість трофічних зв'язків у межах досліджуваної екосистеми спричиняє невизначеність оцінки дози радіації на кожному рівні екологічної піраміди біомаси, що ускладнює прогнозування очікуваного ефекту методами математичного моделювання.

Іонізуюче випромінювання, маючи надзвичайно короткі довжини хвилі та високу енергію, ініціює розкладання багатьох органічних компонентів, деструкцію білків та амінокислот, пошкодження тканинного і кісткового мозку. Токсична дія може спостерігатися лише за короткочасної експозиції невисоких доз, обумовлена змінами у ферментативних системах та порушенням механізму метаболічних процесів. Довготривалий ефект проявляється у канцерогенезі та мутагенезі, спричинених мутаціями в ДНК і клітинних ядрах. Сила та характер ефекту певних доз радіоактивного випромінювання на окремі види організмів залежить від низки факторів, які можна об'єднати у три категорії, пов'язані з: 1) джерелом впливу; 2) параметрами середовища; 3) характеристиками реципієнта. До першої категорії віднесемо: тип радіації (α , β , γ -випромінювання); вид (зовнішнє чи внутрішнє); ізотопи радіоактивних елементів з різними фізико-хімічними властивостями, що визначає ступінь біодоступності, місце локалізації та акумуляції в організмі. До другої – температура, мінералізація, рН, Eh середовища. До третьої – таксономічна приналежність та індивідуальні особливості організму [5].

Комплексна оцінка впливу проєктованої діяльності на навколишнє середовище та детальна оцінка впливу на кожен складову довкілля показали, що параметри негативного впливу на навколишнє середовище не будуть перевищувати нормативні показники за кожною складовою довкілля в результаті технічних, природоохоронних, ресурсозберігаючих заходів. Дотримання цих вимог, а також проведення постійного нагляду та контролю за технологічним процесом і своєчасне впровадження протидіючих стабілізуючих чи запобігаючих заходів дає можливість звести вплив на довкілля до оптимального

рівня. Проаналізувавши ступінь впливу на кожний компонент навколишнього середовища, врахувавши заходи щодо запобігання та зменшення негативного впливу, та залишковий вплив після впровадження заходів на період експлуатації об'єктів, можна відмітити про екологічну прийнятність проектних рішень [287].

6.2 Моделювання процесу проникнення нафти через пористе середовище

Аварійні ситуації на нафтовидобувних свердловинах чи нафтопроводах, що супроводжуються розливом сирої нафти, є значним дестабілізуючим фактором з позицій сталого розвитку промислових зон і міст. Це обумовлюється, по-перше, техногенним навантаженням на довкілля внаслідок забруднення усіх його компонентів, переважно ґрунтів, по-друге, невідворотними втратами нафти – цінного енергоносія і сировини нафтохімічного синтезу. Актуальною науково-практичною задачею на сьогодні є розроблення, вдосконалення та впровадження ефективного й екологічно безпечного комплексу природоохоронних заходів для мінімізації негативного впливу подібних аварій на навколишнє середовище і здоров'я людини.

Не зважаючи на більшу дієвість превентивних засобів, найчастіше вдаються до застосування технологій ліквідувального спрямування, в основі яких лежать такі методи, як механічні, фізико-хімічні та біохімічні. Під час планування очищення нафтозабруднених земель необхідно керуватися принципами системного підходу до вирішення поставленого завдання, що передбачає поетапність і одночасно комплексність дій. Під час прогнозування масштабів забруднення територій використовували методи математичного моделювання. Основною функцією у математичній моделі розповсюдження нафти у радіальному і латеральному напрямку є швидкість фільтрації, виражена через коефіцієнт фільтрації. Виділено три вектори факторів, що впливають на цей параметр: властивості ґрунту, нафти і навколишнього середовища [96].

6.2.1 Чисельне рішення задачі моделювання геофільтрації нафти

Чисельне рішення задачі моделювання геофільтрації нафти можна провести за допомогою методу кінцевих різниць, що включає такі основні кроки:

- побудова сітки, що охоплює розглянуту територію;
- побудова на отриманій сітці скінченно-різницевої апроксимації, еквівалентної вихідному диференціальному рівнянню та додатковим умовам;
- формування на основі скінченно-різницевої апроксимації системи алгебраїчних рівнянь та її розв’язання.

Для побудови різницевої схеми для вихідної задачі вибираємо рівномірну сітку з кроком h_x для змінної x , кроком h_y для змінної y , кроком h_z для змінної z , кроком τ для змінної t . Отримаємо площу сітки:

$$W_{h,\tau} = \{x_{i1} = i_1 h_x (0 \leq i_1 \leq n_x), y_{i2} = i_2 h_y (0 \leq i_2 \leq n_y), z_{i3} = i_3 h_z (0 \leq i_3 \leq n_z), \\ t_j = j\phi, 0 \leq j \leq n_t\},$$

де $n_x = L_1/h_x$, $n_y = L_2/h_y$, $n_z = L_3/h_z$, $n_t = T/\tau$.

Замінімо похідні внутрішніх вузлів $W_{h,\tau}$ на скінченно-різницеві співвідношення з урахуванням представлення змінного коефіцієнта і отримаємо явну різницеву схему:

$$\frac{s_{i_1, i_2, i_3}^{j+1} - s_{i_1, i_2, i_3}^j}{\tau} = \frac{1}{h_x} \left[\left(\lambda_{i_1 + \frac{1}{2}, i_2, i_3}^j \frac{p_{i_1 + 1, i_2, i_3}^j - p_{i_1, i_2, i_3}^j}{h_x} \right) - \right. \\ \left. - \left(\lambda_{i_1 - \frac{1}{2}, i_2, i_3}^j \frac{p_{i_1, i_2, i_3}^j - p_{i_1 - 1, i_2, i_3}^j}{h_x} \right) \right] + \\ + \frac{1}{h_y} \left[\left(\lambda_{i_2 + \frac{1}{2}, i_1, i_3}^j \frac{p_{i_2 + 1, i_1, i_3}^j - p_{i_2, i_1, i_3}^j}{h_y} \right) - \right. \\ \left. - \left(\lambda_{i_2 - \frac{1}{2}, i_1, i_3}^j \frac{p_{i_2, i_1, i_3}^j - p_{i_2 - 1, i_1, i_3}^j}{h_y} \right) \right] + \frac{1}{h_z} \left[\left(\lambda_{i_3 + \frac{1}{2}, i_1, i_2}^j \frac{p_{i_3 + 1, i_1, i_2}^j - p_{i_3, i_1, i_2}^j}{h_z} \right) - \right. \\ \left. - \left(\lambda_{i_3 - \frac{1}{2}, i_1, i_2}^j \frac{p_{i_3, i_1, i_2}^j - p_{i_3 - 1, i_1, i_2}^j}{h_z} \right) \right], \quad (6.1)$$

Систему рівнянь (6.1) можна розв’язати ітераційним методом. У результаті чисельного експерименту, пов’язаного з дослідженням поширення нафтового забруднювача в ґрунт під дією сили тяжіння з урахуванням впливу тиску,

проведено багатоваріантні розрахунки. Значення параметрів фільтрації моделі були близькими до експериментальних даних і змінювалися у таких межах:

- пористість ґрунту $n = 0,05–0,55$;
- густина забруднювальної речовини $\rho = 1,15–1,4 \text{ г/см}^3$;
- в'язкість забруднювальної речовини $\mu = 0,6–1,0 \text{ Па} \cdot \text{с}$;
- висота площі фільтрації забруднювальних речовин $L = 0,15–1 \text{ м}$;
- граничні значення насичення $s^* = 0,9$; $s^* = 0,1$;
- насичення на верхній межі області $S_0 = 1,0$;
- прискорення сили тяжіння $g = 9,8 \text{ м/с}^2$.

Розроблена математична модель фільтрації нафтових забруднювачів враховує переміщення незмочувальної рідини та повітря в пористій структурі. Для чисельних розрахунків була реалізована програма за технологією візуального програмування Borland C++ та ANSYS.

Вертикальний потік може слугувати ефективним наближенням режиму повного проникнення нафти, тобто одним з трьох якісно можливих режимів її просочування [288]. Такий підхід дозволяє визначити верхню межу для глибини проникнення НВ у ґрунт. Розподіл нафтонасичення за глибиною в різні моменти часу демонструє переміщення фронту у вигляді прямої, розташованої по діагоналі відносно системи координат. Це свідчить про збільшення фронтальної сатурації. Як показали чисельні розрахунки поширення ЗР під дією сили тяжіння, спочатку формується фронт забруднення, який потім переміщується глибше в пористий ґрунт. Процес протікає досить повільно (у цьому випадку швидкість просування фронту становить приблизно $4 \cdot 10^{-4} \text{ м/год}$), що узгоджується з експериментальними даними. Фазова проникність – це експериментально виміряні функції насичення. Розрахунки показують, що поблизу джерела нафтового забруднення формується зона забруднення, потім формується фронт нафтонасичення і просувається переважно за рахунок дії сил тяжіння.

6.2.2 Перевірка адекватності моделі за допомогою комп'ютерної візуалізації

Достовірність результатів визначення зони забруднення підтверджується задовільним узгодженням теоретичних і експериментальних даних. Корисну якісну інформацію про закономірності руху вуглеводнів нафти в пористому середовищі можна отримати шляхом аналізу природних умов та експериментів.

Програмне забезпечення ANSYS CFX було використано для моделювання кількості поглинання нафти ґрунтом. Математична модель використовує стандартні рівняння Нав'є-Стокса та k-ε модель турбулентності. Турбулентне число коефіцієнтів Шмідта для K становить 1,0, а коефіцієнти епсилона – 1,44 для $C_{\epsilon 1}$ і 1,92 для $C_{\epsilon 2}$ [197]. Домен тонкий і обчислюється в псевдо-2D налаштуваннях, має довжину 0,13 м і висоту 0,04 м. Автоматично згенерована сітка за допомогою методу розгортки і має приблизно 40 000 елементів. Встановлено, що вся нафта стікала в добре проникний пісок зі швидкістю приблизно $4 \cdot 10^{-4}$ м/год. Це пояснюється тим, що тиск графіту сильніший за капілярну реакцію протягом усього часу спостереження. Чим нижче висота шару нафти, тим слабше вона поширюється в сторони, тому бічні потоки слабшають вниз. Візуалізація за допомогою комп'ютерного моделювання показує розподіл НВ у ґрунті у вертикальному та горизонтальному напрямках. Зміни концентрації нафти викликані різними типами ґрунту відповідно різними фізичними властивостями, зокрема насипною щільністю та пористістю.

Візуалізація за допомогою комп'ютерного моделювання показує розподіл НВ у ґрунті у вертикальному та горизонтальному напрямках. Зміни концентрації нафти викликані різними типами ґрунту, відповідно різними фізичними властивостями, зокрема насипною щільністю та пористістю. У зв'язку з тим, що пористість зразка ґрунту № 1 (35 %) близька до пористості зразка ґрунту № 4 (30 %), а також для зразків ґрунту № 2 та № 3 (55 % і 60 %) відповідно, результати візуалізації зміни концентрації нафти та швидкості руху нафти не так сильно

відрізнялися. Тому було вирішено показати візуалізацію для зразків ґрунту №3 та №4 на рисунках.

Рисунок 6.2 показує сильну кореляцію між концентрацією нафти через 30 днів нафтопроникнення та пористістю ґрунту. Рисунок 6.3 показує сильну кореляцію між швидкістю нафти через 30 днів нафтопроникнення та пористістю ґрунту. Комп'ютерна візуалізація результатів показує залежність розподілу концентрації нафти, а швидкість проникнення через шар пористого матеріалу, наприклад ґрунт, повністю відображає достовірність експериментальних даних, підтверджуючи тим самим перевірку адекватності математичної моделі.

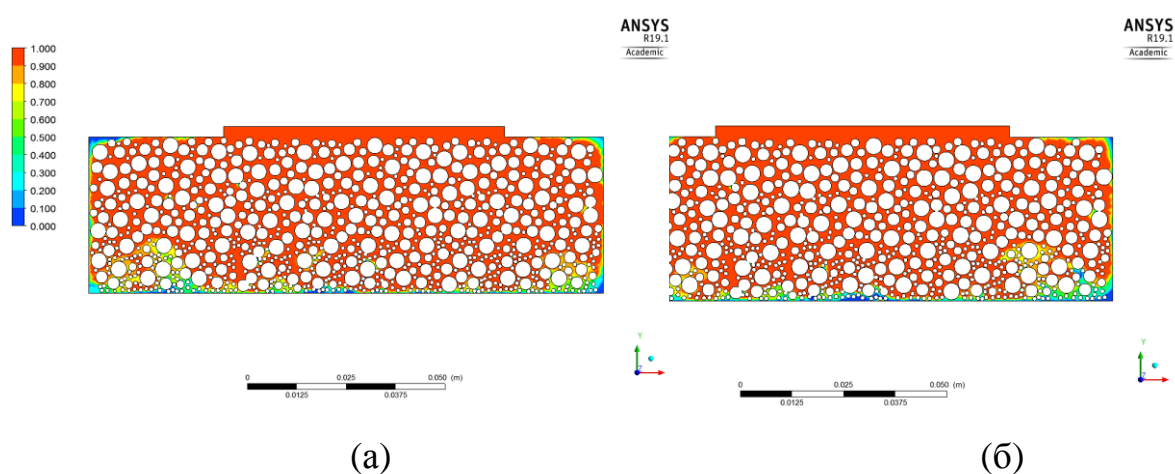


Рисунок 6.2 – Візуалізація концентрації нафти для досліджуваних зразків ґрунту: (а) – №3; (б) – № 4

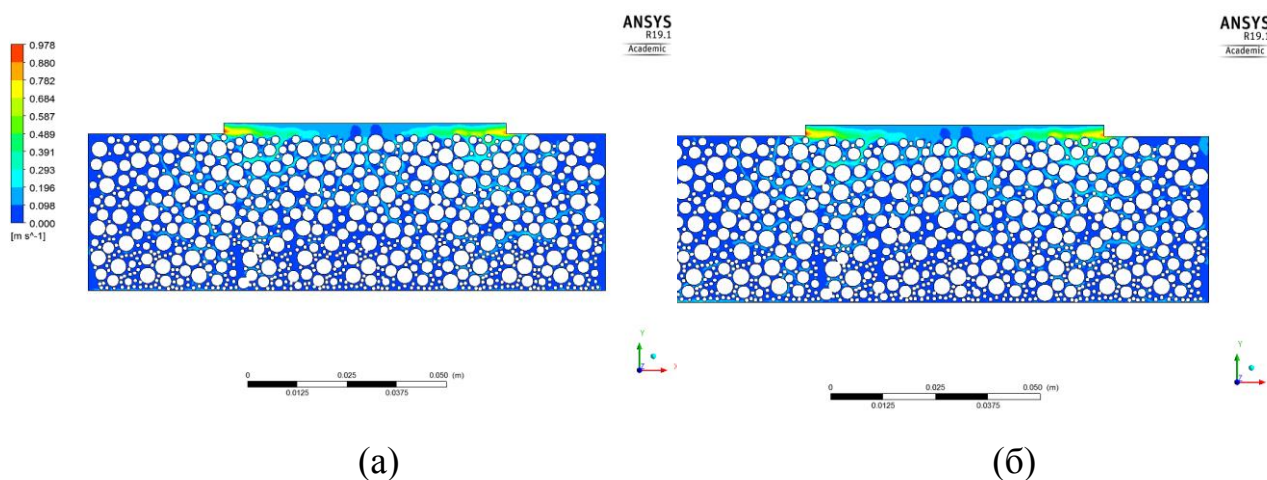


Рисунок 6.3 – Візуалізація швидкості нафти для досліджуваних зразків ґрунту: (а) – № 3; (б) – № 4

На рисунку 6.4 наведено результат комп'ютерної візуалізації за допомогою програми як вертикальних, так і горизонтальних нафтопроникень. Цей графік дозволяє передбачити просторові координати нафтової плями глибоко в ґрунті. Також існує тенденція до поширення цієї плями, що в основному пов'язано з в'язкістю нафти та різною пористістю ґрунту.

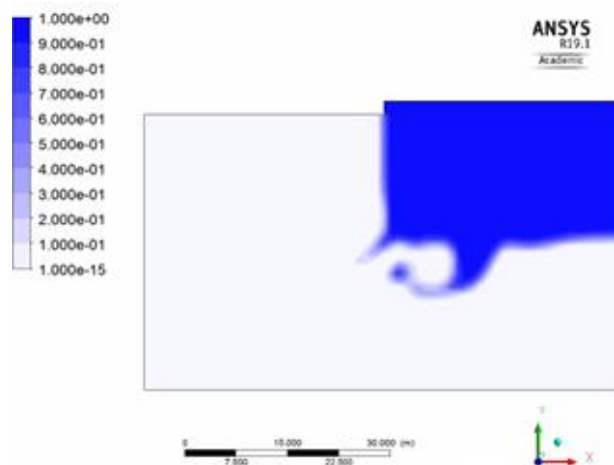


Рисунок 6.4 – Візуалізація вертикального та горизонтального проникнення нафти

Зростаюча небезпека забруднення ґрунтів від випадкових розливів нафти та НП створює проблему охорони навколишнього природного середовища. Вирішення цієї проблеми ускладнюється тим, що для оцінки забруднення ґрунтів досі недостатньо простих моделей, які широко використовуються для практичних розрахунків. При цьому дослідження класу задач геофільтрації ведуться тривалий час і тривають донині. Проте запропоновані моделі мають надто загальний характер; вони не розрізняють суттєві та несуттєві фактори. Для вирішення цієї проблеми необхідно удосконалити методи прогнозування поширення забруднювальних речовин з урахуванням фізико-механічних механізмів взаємодії забруднювальних речовин між собою та з пористим середовищем. Побудована модель та проведені з її допомогою дослідження поширення забруднювальних речовин можуть бути використані для практичних

оцінок екологічної небезпеки різних господарських об'єктів та під час планування природоохоронних заходів [195].

Отримані результати дуже корисні для практичного використання у разі непередбачуваного розливу нафти. Зібраних параметрів нафти, ґрунту та навколишнього середовища достатньо, щоб передбачити можливий рівень забруднення ґрунту нафтою та глибину проникнення нафти у ґрунт через певний час після розливу, що узгоджується з даними, отриманими Siemens та ін. [289]. Такі дані сприяють найшвидшому застосуванню заходів щодо локалізації та ліквідації аварій. Дослідження показали, що запропонована математична модель дозволяє спрогнозувати формування фронту забруднення та оцінити розміри зони забруднення: глибину та ширину проникнення нафти в ґрунт із заданими властивостями, швидкість руху вуглеводнів у ґрунті, коефіцієнт проникності ґрунту, що визначається його швидкістю [290]. Розроблені алгоритми та програми моделювання процесів були розроблені як інформаційно-обчислювальна система, що дозволила провести чисельний аналіз впливу різних фізико-механічних параметрів на характеристики процесу проникнення.

Використовуючи отримані експериментальні дані, можна проаналізувати та оцінити вплив на навколишнє природне середовище від об'єктів розливу нафти. Отримані коефіцієнти проникнення вуглеводнів для різних систем на основі вологості ґрунту дозволяють розрахувати глибину проникнення нафти за короткий час після розливу. Результати, засновані на різниці в швидкості проникнення на вологих і сухих ґрунтах, узгоджуються з даними, отриманими Rabbani та ін. [291]. Обґрунтування законів проникнення ґрунтується на використанні уявлень механіки безперервного середовища, що дозволяє перейти від розгляду статистично неупорядкованого потоку в поровому просторі до усередненого розгляду потоку в безперервному просторі [292]. Крім того, поняття швидкості проникнення використовується як кінематична характеристика потоку проникнення. Основний закон проникнення пов'язує швидкість потоку проникаючого потоку з втратою тиску, що характеризує споживання енергії потоком згідно з дослідженням Cai [293].

Зростаюча небезпека забруднення ґрунтів від випадкових розливів нафти та НП створює проблему охорони навколишнього природного середовища. Вирішення цієї проблеми ускладнюється тим, що комплексні моделі широко використовуються для практичних розрахунків під час оцінки забруднення ґрунтів. Розроблена математична модель має об'єктивно-орієнтований характер.

6.2.3 Прогнозування площі та глибини проникнення нафти за умови розливу

Один із варіантів експерименту проводили для повітряно-сухих ґрунтових умов для визначення впливу вологості ґрунту на швидкість нафтопроникності. Другий варіант дослідів проводили на вологому ґрунті до значень вологості, що відповідає повній вологостійкості. Швидкість проникнення нафти була визначена в різних типах ґрунту після 30 днів просочування нафти у верхній частині трубки (S_v) і в нижній частині трубки з найнижчим рівнем нафти (S_n). Результати гравіметричного визначення НВ у досліджуваному ґрунті наведені на гістограмі (рис. 6.5). Рівняння регресії з коефіцієнтом апроксимації, показаними на рисунку, вказують на залежність від концентрації нафти для всіх зразків ґрунту від типу ґрунту, тобто фізичних властивостей ґрунту, таких як пористість. Результати, показані на рисунку, вказують на різний вміст нафти в досліджуваних зразках ґрунту, що безпосередньо корелює з пористістю досліджуваних зразків ґрунту. Це твердження засноване на наданому статистичному аналізі з використанням кореляційного та коваріаційного тесту. Коефіцієнт кореляції (r) визначали так: для S_n і пористості $r = 0,9876$, для S_v і пористості $r = 0,9836$.

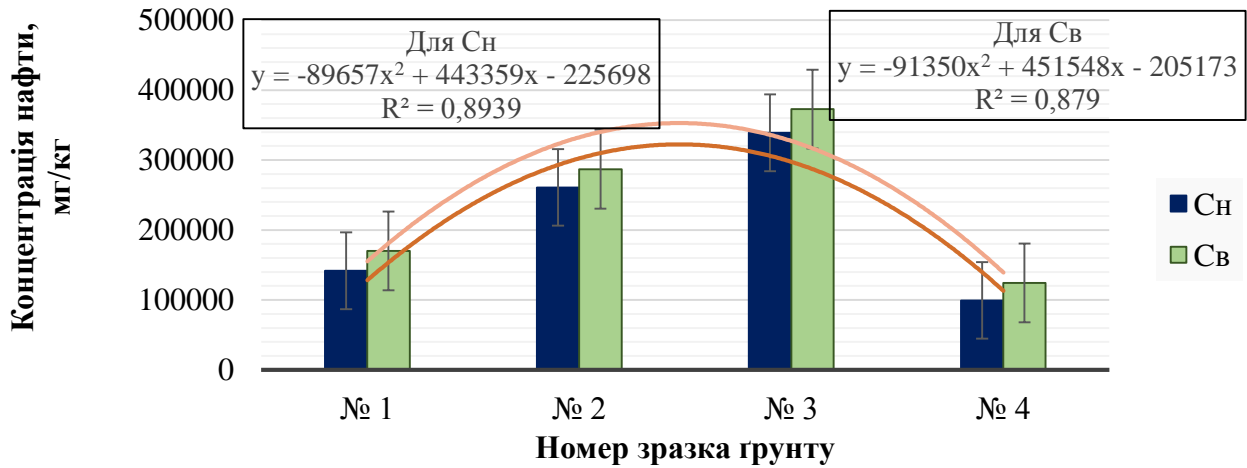


Рисунок 6.5 – Результати гравіметричного визначення НВ

Усереднене значення для 3 проб швидкості проникнення вуглеводнів крізь шар сухих зразків ґрунту наведено в таблиці 6.2. Аналогічні дослідження проводили для системи нафта – вологий ґрунт, а швидкість проникнення вуглеводнів для вологого ґрунту були визначені та наведені в таблиці 6.2.

Таблиця 6.2 – Результати швидкості проникнення для сухих і вологих зразків ґрунту

Коефіцієнт проникнення	Зразок №1	Зразок №2	Зразок №3	Зразок №4
	Сухий ґрунт			
v , м/день	0,0073	0,0077	0,0083	0,0067
	Вологий ґрунт			
v , м/день	0,0083	0,0093	0,0093	0,0083

Результати випробувань свідчать про вищий коефіцієнт проникності для чорноземів та сірих лісових ґрунтів порівняно з піщаним ґрунтом через структуру ґрунту, зокрема наявність окремих агрегатів ґрунту та порового простору між ними. Нафта рухається зверху вниз, оскільки гравітаційна сила впливає на ґрунти цього типу легше і швидше через великий розмір пор. Піщані ґрунти більш однорідні, а пори між частинками однорідні, тому проникнення

нафти відбувається повільніше. Дані таблиці 6.2 свідчать про те, що коефіцієнт і швидкість нафтопроникності збільшуються із збільшенням вологості ґрунту. Цей факт можна пояснити тим, що, очевидно, переміщення нафти в сухому ґрунті гальмує процес «обволікання» частинок ґрунту, який потребує часу і, відповідно, кількості самої нафти. Крім того, нафта дуже швидко утворює на поверхні сухого ґрунту водонепроникну і герметичну кірку, яку досить важко зруйнувати. У вологих ґрунтах ця кірка легше розпушується, незважаючи на її більшу товщину. На зволжених ґрунтах процес проникнення нафти в ґрунт, швидше за все, відбувається не тільки під дією сили тяжіння, як у випадку сухого ґрунту, а й під впливом сили розтягу водяного меніска в капілярах, а також у порах і пустотах між грудками ґрунту.

На рисунках 6.6 і 6.7 показана залежність між висотою шару ґрунту від часу для чотирьох досліджуваних зразків ґрунту, сухого та вологого відповідно. Усі отримані криві мають схожий характер, проте чітка паралельність не відстежується. У цьому випадку вектор глибини проникнення нафти формується значеннями параметра як функція часу. Очевидно, що для зразків № 2, 3, 4, 1 існує тенденція до зменшення глибини за заданий дискретний час поспіль.

Ці криві показують залежність висоти шару ґрунту для сухих зразків ґрунту h_{1d} , h_{2d} , h_{3d} , h_{4d} (№ 1, 2, 3 і 4 відповідно) від моменту часу t , що описуються рівняннями регресії, показаними на рисунку 6.6 Коефіцієнт апроксимації для всіх кривих становить понад 98 %, що свідчить про надійність регресійного аналізу та правильний вибір математичної формули для лінії тренду.

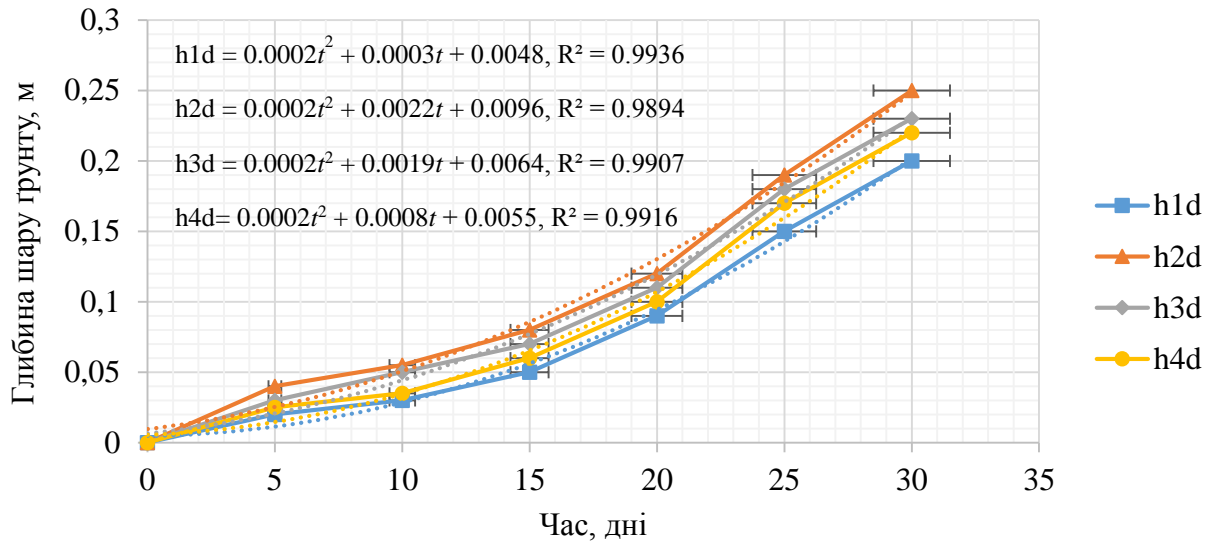


Рисунок 6.6 – Залежність глибини проникнення нафти через сухий ґрунт

Результати експерименту показали, що збільшення вологості ґрунту впливає на глибину проникнення вуглеводнів (рис. 6.7). Ці криві показують залежність висоти шару ґрунту для вологих зразків ґрунту $h1w$, $h2w$, $h3w$, $h4w$ (висота шару ґрунту для зразків вологого ґрунту 1, 2, 3 та 4 відповідно) від часу t , які описуються регресією рівняння, показані на рисунку. Коефіцієнт апроксимації для всіх кривих становить понад 97 %, що свідчить про надійність регресійного аналізу та правильний вибір математичної формули для лінії тренду.

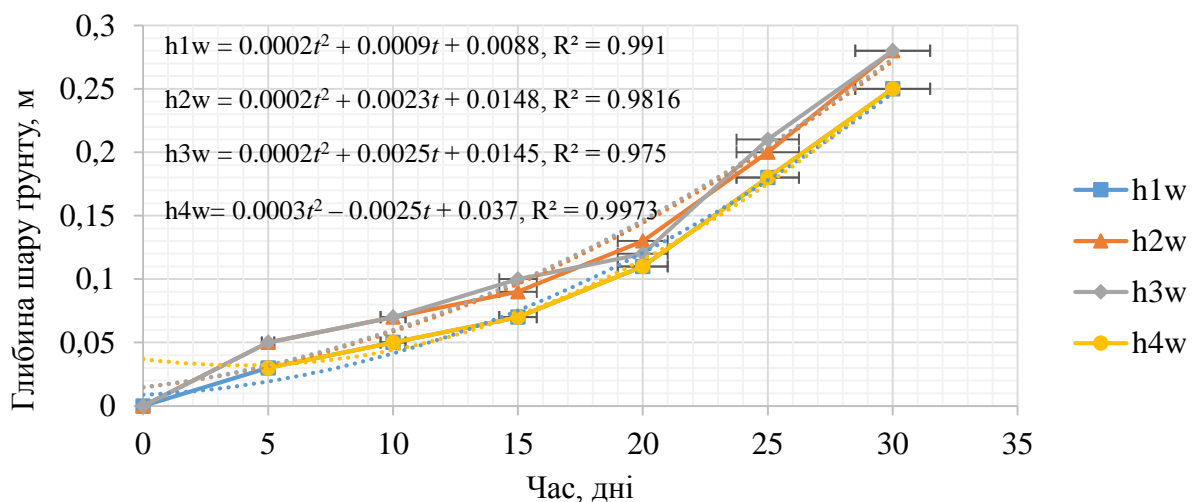


Рисунок 6.7 – Залежність глибини проникнення нафти через вологий ґрунт

На основі експериментальних даних узагальнено діаграму, що показує залежність швидкості проникнення нафти від заданих умов експерименту. Основним керуючим фактором є напрямок процесу проникнення вуглеводнів до початкового співвідношення вуглеводнів у ґрунті.

Швидкість проникнення при проходженні через горизонтальний пласт знизилася значно менше, ніж в експерименті з вертикальним потоком нафтошлему, хоча насичення вуглеводнями були присутні. Пояснюється це тим, що проникнення важких вуглеводнів залежить в основному від сили тяжіння, тобто вони практично не здатні рухатися боком вздовж пласта. Відфільтровані в бік, вони відразу ж починають рухатися вниз. Водночас більш легкі фракції, використовуючи весь простір трубки, рухаються зі значною швидкістю в горизонтальному напрямку. Швидкість проникнення для суглинку в горизонтальному напрямку становила 0,0046 м/добу [170]. Встановлені закономірності мають велике значення для прогнозування зони розподілу нафти та розроблення низки заходів щодо ліквідації та локалізації непередбачуваних розливів нафти.

6.3 Оцінка впливу на довкілля у разі надзвичайної ситуації

6.3.1 Аналіз ризику під час надзвичайної ситуації

Аварії технологічних трубопроводів часто супроводжуються викидом в АП легкозаймистих речовин, що викликано дефектами конструкцій, корозією труб і несанкціонованими порізами. На підставі проведених експериментів, пов'язаних із дослідженням впливу властивостей твердих поверхонь на зміну площі розливу рідини, отримано такий результат. Під час подальших дослідів площа розлитої рідини збільшується не прямолінійно при однаковому збільшенні об'єму рідини, а змінюється з урахуванням поверхневих явищ, заснованих на взаємодії рідини і твердого тіла. Такі явища, як змочування і адгезія, близькі до адсорбції, визначаються інтенсивністю взаємодії між молекулами різних речовин.

Основною складністю оцінки ризику є неоднорідність вхідної інформації про поточний стан ділянок трубопроводу за результатами її обстеження, інформації про експлуатацію та технічне обслуговування, вплив зовнішніх факторів. Крім того, оцінка ризику ускладнюється динамічним характером факторів ризику, які визначають поточний рівень ризику по магістральному трубопроводі в цілому [294]. За таких обставин більшість детермінованих і статистичних моделей для оцінки ризику не відображають поточний стан ризику небезпечного трубопроводу.

Оцінка ризику ґрунтується на попередньому аналізі прогнозування ризиків з використанням детермінованих та ймовірнісних моделей викидів небезпечних речовин з подальшим визначенням потенційно небезпечної зони на конкретному об'єкті під час проектування. Загалом потрібно зазначити, що використання різноманітних методичних підходів до оцінки технічного ризику на етапі декларування промислової безпеки є стриманим через неможливість оцінки достовірності отриманих результатів щодо прогнозу надзвичайних ситуацій через відсутність оперативного моніторингу нестационарних ризиків. Більше того, традиційне уявлення про частоту виникнення та розвитку надзвичайних ситуацій в умовах стаціонарних процесів із нормальним розподілом вважається неправильним [295].

За даними Державної екологічної інспекції в Сумській області з 2017 року по 2021 рік на території Охтирського району сталося 17 аварійних розливів нафти через розгерметизацію нафтопроводів, нафтоколекторів або через напірну лінію свердловини. Загальна площа забруднення ґрунту нафтою склала 39 899 м², причому найбільш масштабна та невігідна аварійна ситуація із забрудненою площею 11 970 м² сталася 3 лютого 2017 року через розгерметизацію нафтового пласта ГМП – вузла підключення до трубопроводу [296]. Найнебезпечніша для довкілля НС сталася 19 листопада 2021 року під час розгерметизації нафтопроводу підземних мереж ПТУО ОГПД «Охтирканафтогаз» ПАТ «Укрнафта» та спричинила забруднення ґрунту НП з перевищенням ГДК – понад 851 раз, за хлоридами – у 700,1 раза більше.

Варто зазначити, що товарна нафта не викликає зміни кислотності і засолення ґрунту, оскільки на відміну від сирової нафти підлягає попередній підготовці з демінералізації. Таким чином, аварійний розлив під час видобування нафти спричинить більший екологічний ризик для екосистеми у порівнянні з аварією на трубопроводі, що перекачує товарну нафту, за умови рівних інших умов.

Комплексну (інтегральну) оцінку впливу на окремі компоненти навколишнього природного середовища від різних джерел впливу як багатоетапний процес проводили за наведеним нижче алгоритмом відповідно до методики, описаної у 3.1.2.

Етап 1. Для визначення комплексного впливу на окремі компоненти навколишнього природного середовища використовували таблиці з критеріями впливу. Комплексний бал визначали за формулою (3.1).

У разі розливу нафти маємо такі результати:

$$Q_{integr}^i = Q_i^t \cdot Q_i^s \cdot Q_i^j = 2 \cdot 1 \cdot 3 = 6 .$$

Таким чином, через вплив низької значущості, ефекти виявляються, але величина впливу є досить низькою (з або без пом'якшення, а також у межах прийнятних стандартів), або рецептори мають низьку чутливість/цінність.

Вплив середньої тривалості – вплив, який виникає протягом періоду часу, який охоплює від одного сезону (3 місяці) до 1 року.

Локальний вплив – це вплив, що впливає на компоненти навколишнього природного середовища, обмежені територією (акваторією) точного розташування об'єкта або незначно перевищують площу (до 1 км²).

Помірний вплив ґрунтується на змінах природного середовища, що виходять за межі природної мінливості, призводять до порушення окремих компонентів природного середовища. Природне середовище зберігає здатність до самовідновлення.

Етап 2. Категорія значущості визначається діапазоном значень залежно від балу, отриманого за рахунок розрахунку комплексної оцінки. За інтегральної оцінки 6 балів категорія значущості визначається як вплив низької значущості.

Матриця ризику побудована на основі даних про наслідки/важкість, силу знань та ймовірність (таблиця 6.3).

Високий ступінь тяжкості наслідків, що означає смерть, серйозні тілесні ушкодження або захворювання, значне забруднення, значне пошкодження обладнання або матеріальних цінностей, значне відстрочення виробництва, значний витік газу/нафти, ослаблення цілісності безпеки для всього або великих частин об'єкта.

Таблиця 6.3 – Розширена матриця ризику [297]

Наслідки / тяжкість		Ймовірність		
		Низька	Середня	Висока
Слабка	Слабка	С	С	В
	Середня	Н	С	В
	Сильна	Н	Н	С
Середня	Слабка	С	В	В
	Середня	С	В	В
	Сильна	Н	С	В
Сильна	Слабка	В	В	В
	Середня	В	В	В
	Сильна	С	В	В

За період 5 останніх років висока ймовірність виникнення розливів нафти, тобто ймовірна, поява оцінюється як можлива кілька разів на рік. Міцність знань сильна. Загальна оцінка ризику, отримана шляхом порівняння наслідків, ймовірності та міцності знань.

6.3.2 Моделювання безпеки системи із застосуванням нечіткої логіки

Теорія нечіткої логіки дозволяє уникнути недоліків детермінованого та імовірнісного підходів, про які було сказано вище, тому для оцінки поточного рівня ризику використовували нечіткі нейронні (гібридні) мережі. Використання лінгвістичних змінних під час оцінювання невизначених вхідних даних під час встановлення факторів ризику дозволило виявити всі показники цих факторів ризику.

Для оцінювання обрано проєкт спорудження та експлуатації свердловини на території бурової, кінцевою метою якого є видобування нафти, тому до уваги беруться ризики і подальшого транспортування нафти по трубопроводах. Оцінювання ризику проводимо за допомогою описаної у підрозділі 3.2 методології багаторівневої нечіткої комплексної оцінки.

1 етап. Розрахунок ваги.

Застосовуючи експертне дослідження факторів ризику, шість експертів із досвіду управління ризиками, що можуть виникнути під час видобування нафти, оцінюють відносну важливість різних факторів, які впливають на буріння та експлуатацію свердловини, підраховують та обчислюють відносну вагу восьми факторів ризику в реалізації проєкту:

$$A = (0,1, 0,2, 0,2, 0,1, 0,15, 0,15, 0,05, 0,05).$$

Водночас, обчислюючи одиничну вагу A_{ki} ($i=1,2,\dots,8$) підфакторів у наступному шарі відносно верхнього шару A_k ($k=1,2,3,\dots,8$) розташовуються окремо:

$$A_1 = (0,25, 0,25, 0,25, 0,25)$$

$$A_2 = (0,25, 0,25, 0,25, 0,25)$$

$$A_3 = (0,2, 0,2, 0,2, 0,2, 0,2)$$

$$A_4 = (0,2, 0,2, 0,5, 0,1)$$

$$A_5 = (0,1, 0,1, 0,4, 0,1, 0,3)$$

$$A_6 = (0,4, 0,2, 0,2, 0,2)$$

$$A_7 = (0,3, 0,2, 0,2, 0,3)$$

$$A_8 = (0,3, 0,3, 0,2, 0,2)$$

2 етап. Створення набору оцінок.

Шкала оцінки V розділена на п'ять рівнів. $V = (0,1, 0,3, 0,5, 0,7, 0,9)$, що відповідно вказують на {низький, нижчий, середній, високий, вищий}. За результатами оцінки експертів розраховуємо коефіцієнти, що відповідають різним позиціям ризику для кожного підфактору. Наприклад, серед природних небезпек (U_1), є три особи, які вважають, що ризик геологічних факторів (U_{11}) є низьким (V_1). Тобто, що ступінь належності статті ризику становить 0,5. Хоча інші фактори ризику визначаються аналогічним чином, тому матриця ступенів членства виглядає так:

$$R_1 = \begin{bmatrix} 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \end{bmatrix}$$

$$R_2 = \begin{bmatrix} 0 & 0,2 & 0,3 & 0,4 & 0,1 \\ 0 & 0,2 & 0,4 & 0,3 & 0,1 \\ 0 & 0,25 & 0,25 & 0,4 & 0,1 \\ 0 & 0,4 & 0,25 & 0,25 & 0,1 \end{bmatrix}$$

$$R_3 = \begin{bmatrix} 0,2 & 0,2 & 0,2 & 0,4 & 0 \\ 0,1 & 0,1 & 0,3 & 0,4 & 0,1 \\ 0,1 & 0,1 & 0,4 & 0,4 & 0 \\ 0,1 & 0,1 & 0,4 & 0,4 & 0 \\ 0,1 & 0,1 & 0,4 & 0,3 & 0,1 \end{bmatrix}$$

$$R_4 = \begin{bmatrix} 0,3 & 0,1 & 0,4 & 0,2 & 0 \\ 0,3 & 0,1 & 0,4 & 0,2 & 0 \\ 0,1 & 0,2 & 0,2 & 0,4 & 0,1 \\ 0,3 & 0,4 & 0,2 & 0,1 & 0 \end{bmatrix}$$

$$R_5 = \begin{bmatrix} 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0 & 0,1 & 0,4 & 0,3 & 0,2 \\ 0,3 & 0,4 & 0,1 & 0,1 & 0,1 \\ 0 & 0,1 & 0,3 & 0,4 & 0,2 \end{bmatrix}$$

$$R_6 = \begin{bmatrix} 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0,5 & 0,2 & 0,1 & 0,2 & 0 \\ 0,5 & 0,3 & 0 & 0,2 & 0 \end{bmatrix}$$

$$R_7 = \begin{bmatrix} 0,5 & 0,2 & 0,2 & 0,1 & 0 \\ 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0,5 & 0,2 & 0,2 & 0,1 & 0 \end{bmatrix}$$

$$R_8 = \begin{bmatrix} 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0,6 & 0,2 & 0,1 & 0,1 & 0 \\ 0,5 & 0,2 & 0,2 & 0,1 & 0 \\ 0,5 & 0,2 & 0,2 & 0,1 & 0 \end{bmatrix}$$

3 етап. Розрахунок первинної нечіткої комплексної матриці оцінки.

Матриця ваги кожної підмножини, що множиться на матриці членства, є первинною матрицею оцінки, тобто $B_k = A_k \cdot R_k$, отримуючи E:

$$E = \begin{bmatrix} 0,2 & 0,4 & 0,2 & 0,2 & 0 \\ 0 & 0,263 & 0,3 & 0,338 & 0,1 \\ 0,12 & 0,12 & 0,34 & 0,38 & 0,04 \\ 0,2 & 0,18 & 0,28 & 0,29 & 0,05 \\ 0,24 & 0,15 & 0,28 & 0,27 & 0,15 \\ 0,36 & 0,3 & 0,14 & 0,2 & 0 \\ 0,54 & 0,2 & 0,16 & 0,1 & 0 \\ 0,56 & 0,2 & 0,14 & 0,1 & 0 \end{bmatrix}$$

Нечітка підмножина E є результатом нечіткої комплексної оцінки першого рівня.

4 етап. Розрахунок нечіткої комплексної матриці другого рівня.

Відповідний ваговий вектор основних факторів $A = \{a_1, a_2, \dots, a_8\}$, потім R виконується операція комплексного нечіткого оцінювання вдруге, нарешті отримується вектор підпорядкування показників цільового рівня U відносно набору оглядів.

$$B = A \cdot E = (0,209, 0,222, 0,254, 0,273, 0,056).$$

Отже, ймовірність виникнення ризиків у проєкті із спорудження та експлуатації свердловини на території бурової, кінцевою метою якого є видобування нафти, визначається як $P_f = B \cdot V^T$

$$P_f = B \cdot V^T = (0,209, 0,222, 0,254, 0,273, 0,056) * (0,1, 0,3, 0,5, 0,7, 0,9) = 0,456.$$

Використовуючи вищенаведену модель, можемо розрахувати кінцевий результат $0,3 < Pf < 0,7$, що відноситься до помірному діапазону ризику, тому досліджуваний проєкт з буріння та експлуатації свердловини може бути реалізований. Водночас цей індивідуальний фактор ще стикається з більшим ризиком, має привернути увагу нафтовидобувних підприємства, а науково-технічний сектор все ще повинен контролювати вчасно, щоб уникнути розвитку у напрямі високого ризику. Вищенаведена модель може допомогти в оцінюванні та завчасному попередженні про ризики проєкту, тому для ризиків, відображених у моделі, потрібно розробити ряд цілеспрямованих заходів для їх покращення та запобігання [298].

6.3.3 Система попередження аварійних ситуацій

Для попередження надзвичайних ситуацій систематизовано можливі причини технічного ризику та ризику відмов (табл. Р.1 додатку Р) [299].

Фактори технічного стану досліджуваної ділянки трубопроводу за даними трубних оглядів визначають вплив на ймовірність аварії, параметри дефектів, виявлених внутрішньотрубними снарядами. Висока точність вимірювання геометричних параметрів дефектів внутрішньотрубними оболонками з високою роздільною здатністю дозволяє проводити розрахунки дефектних ділянок на основі довговічності. Згідно з розрахунком на довговічність, небезпечні дефекти визначаються в тих зонах, де може статися руйнування трубопроводу. Небезпечні дефекти необхідно усунути якомога швидше. Деякі дефекти, які залишаються в трубах на момент дослідження, наприклад, під час внутрішньотрубної діагностики, не вимагають невідкладних дій щодо ремонту, але ці дефекти можуть розвиватися і ставати небезпечними. Конструктивно-технологічні фактори визначають вплив на ймовірність аварії конструктивних особливостей трубопроводів та якості будівельно-ремонтних робіт.

Фактори експлуатаційного навантаження потенційно небезпечних трубопроводів визначають вплив на ймовірність аварії за ступенем

навантаження конструкції під час експлуатації та враховують циклічне навантаження внутрішнього або зовнішнього транспортного тиску, розміщення компресорних станцій у дослідженні, площу, а також можливість гідроудару.

Фактори корозійного впливу визначають вплив на ймовірність виникнення аварії параметрів системи трубопроводів, що сприяють виникненню та розвитку корозійних дефектів. Антропогенні фактори визначають вірогідність пошкодження мереж трубопроводів внаслідок антропогенної діяльності в районі їх розташування, що полягає у підвищенні ризику пошкодження трубопроводу внаслідок несанкціонованих робіт на їх трасах та аварій на сусідніх об'єктах.

Фактори природних впливів – це параметри, що характеризують можливість пошкодження трубопроводу внаслідок руху ґрунту. Ці фактори визначаються ландшафтно-геохімічним положенням, кліматичними та гідрогеологічними умовами території об'єктів контролю, а саме нафто- та газопроводів.

Основні причини технічного ризику відмов трубопроводів наведені згідно з таблицею 6.4 [300].

Таблиця 6.4 – Основні причини технічного ризику відмов трубопроводів

Групи причин	Причини
Промислові (техногенні)	<ul style="list-style-type: none"> – внутрішня корозія труб; – дефекти конструкційного походження: вм'ятини, подряпини; – дефекти металургійного походження: усадка металу, бульбашки, осьові пори, дрібнозернисті тріщини, порізи; – дефекти зварного шва: перекриття, кратери, тріщини, неповне зрощення, неповне проплавлення.
Природні	<ul style="list-style-type: none"> – зсуви та просідання землі; – рясні опади.
Антропогенні	<ul style="list-style-type: none"> – помилки під час проєктування, будівництва та технічного обслуговування, помилки в експлуатації трубопроводів; – земляні роботи та зловмисне пошкодження.

З метою дотримання вимог екологічної безпеки для кожного родовища розробляється план локалізації та ліквідації аварійних ситуацій (ПЛАС), згідно з яким визначаються потенційно небезпечні об'єкти в умовах аварій. Серед них, зокрема, видобувні та нагнітальні свердловини. План містить інструкції щодо повідомлення відповідних служб та організацій, які мають залучатися до ліквідації аварій та їх наслідків, перелік необхідних технічних засобів, нейтралізуючих реактивів, способів збору та знешкодження забруднювальних речовин.

Аналіз безпеки всієї системи видобування, збору та транспортування вуглеводневої продукції показує, що найбільш імовірними аваріями під час видобування нафти і газу є нафтогазові (відкриті) фонтани з подальшою пожежею та проривами нафто- і газопроводів та займанням викидів [301]. Для запобігання причинам аварій оператори нафти і газу повинні:

1. Суворо дотримуватись технологічного режиму роботи.
2. Своєчасно усувати витіки масла і газу у фланцевих з'єднаннях і сальниках.

Частота проривів трубопроводів зростає через їх експлуатацію, несвоєчасну заміну зношених труб, недостатній гальмівний захист. Дефектоскопія трубої продукції перед монтажем трубопроводів та використання інгібуючого антикорозійного захисту труб під час їх експлуатації є стримуючим фактором від впливу техногенних причин. Антропогенним причинам запобігає своєчасне технічне обслуговування трубопроводів (планова заміна зношених труб, проведення необхідних земляних робіт у зоні трубопроводних мереж за допомогою оператора, який обізнаний з точним розташуванням трас) [7].

Цілі і стратегії управління безпекою наведені в таблиці 6.5.

Оскільки екологічний ризик є поєднанням імовірності або частоти виникнення певної небезпеки та величини наслідків такої події, то рекомендації щодо зниження ризиків аварії повинні ґрунтуватися на: зниженні ймовірності аварій; та мінімізації наслідків.

Таблиця 6.5 – Схема розподілу цілей і стратегій управління [310]

Умови безпеки об'єкта управління	Цілі управління безпекою
Нормальний стан безпеки. Оптимальні значення параметра безпеки	Оптимальне управління безпекою
Нормальний стан безпеки. Значення параметра безпеки, що відповідають нормальному	Управління безпекою
	Перехід до оптимального управління безпекою
Нормальний стан безпеки. Негативна тенденція. Загроза	Усунення загроз
	Профілактика прогнозованої надзвичайної ситуації
	Запобігання прогнозованим порушенням нормального стану безпеки
Порушення нормального стану безпеки	Перехід від порушення до нормальної безпеки
Порушення нормального стану безпеки. Надзвичайна ситуація	Досягнення прийнятного рівня безпеки
	Перехід від надзвичайної ситуації до нормальної безпеки
Порушення нормального стану безпеки. Реагування на надзвичайну ситуацію	Мінімізація наслідків надзвичайної ситуації
	Перехід до нормальної безпеки

Крім того, пропоновані види діяльності повинні мати як технологічний, так і організаційний характер, як наведено у таблиці 6.6.

Таблиця 6.6 – Система технологічних та організаційних превентивних заходів

Технологічні заходи	Організаційні заходи
– обмеження на використання небезпечних технологій;	– розроблення правил техніки безпеки та їх дотримання;
– зменшення кількості застосовуваних вибухових і токсичних речовин;	– протипожежний захист та аварійна сигналізація;
– створення систем автоматичного контролю;	– посібник з навчання персоналу;
створення зон безпеки (вибухозахист, роздільні дистанції);	– розподіл відповідальності за безпеку підприємства;
– розташування технологічного обладнання з урахуванням організації шляхів аварійної евакуації персоналу з виробничих приміщень та рекомендацій рятувального загону.	– організація контролю місць зберігання отруйних і вибухонебезпечних речовин, а також місць зберігання відходів тощо.

Найчастіше виникають надзвичайні ситуації, пов'язані з аваріями на трубопроводах. Такі результати підтверджуються даними Державної екологічної інспекції у Сумській області, що засвідчують високу ймовірність та рівень екологічної небезпеки аварійних ситуацій, які супроводжуються витоком нафти і забрудненням земельних ділянок.

У зв'язку з цим та на підставі проведених теоретичних і практичних досліджень, одержаних результатів математичного моделювання щодо геофільтрації нафти, розробленого способу біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів із використанням науково обґрунтованого бактеріального консорціуму та анаеробного дигестату як біостимулятора, узагальнено та систематизовано порядок дій у разі виникнення аварії з розливом нафти і нафтопродуктів на

поверхню землі. Цей порядок дій можна окреслити у кілька взаємопов'язаних стадій згідно з наведеною нижче послідовністю.

1. Після виникнення аварійної ситуації, що супроводжується розливом нафти та НП на поверхню землі, верхній шар ґрунт необхідно зняти на глибину забруднення. Глибину та площу забрудненої ділянки рекомендовано розраховувати за допомогою математичної моделі на основі вихідних даних щодо параметрів нафти (кількості розлитої нафти, в'язкості, хімічного складу тощо), показників ґрунту (передусім, пористості та вологості) та параметрів зовнішнього середовища (передусім, температури та вологості).

2. Збір розливів необхідно проводити за допомогою спеціального обладнання для збору нафти. Зрізаний шар забрудненого нафтою ґрунту необхідно перемістити на спеціально відведений майданчик, на якому провести технологічні операції щодо відкачування нафти механічними способами, а далі за допомогою методу надкритичної флюїдної екстракції чи сорбції. На останньому етапі проводять біоремедіацію попередньо очищеного ґрунту.

3. Забруднену ділянку необхідно окреслити глибиною оранки 20–25 см. У разі середніх і значних розливів на полі необхідно спорудити траншеї та обладнати їх захисними екранами для запобігання інтенсивного просочування НП у ґрунт. На поверхню забруднених ділянок перед нанесенням родючого шару ґрунту рекомендовано нанести біопрепарат для проведення біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів. Розроблений спосіб біоремедіації ґрунтується на комплексному використанні біостимулятора, буферного стабілізатора, розпушувача та сорбента, які створюють необхідні умови для внесення розробленого біопрепарату, що відповідає вимогам екологічно безпечної ліквідації нафтового забруднення.

4. Після збору забруднювальних речовин з поверхні ґрунту проводиться техніко-біологічна рекультивація території, що регламентується відповідними нормативними документами. Основною метою проведення рекультивації є відновлення порушених агрофізичних властивостей ґрунту, що дозволить ввести

знову цю ділянку до сільськогосподарського обробітку. Саме попередній етап біоремедіації є ключовим для ефективного проведення цього процесу.

Таким чином, щодо різних умов і рівнів пошкодження, надаються певні пропозиції щодо практичного впровадження для забезпечення безпеки свердловин і трубопроводів у процесі моніторингу, дослідження, розроблення проекту реконструкції та його експертизи. Методологічною основою досліджень стали чинні нормативні документи та міжнародні стандарти, що регламентують процес оцінки ризиків у разі виникнення аварійних ситуацій на об'єктах видобування нафти.

Висновки та узагальнення до розділу 6

У розділі 6 «Параметричне моделювання безпеки системи процесу видобування нафти для навколишнього середовища» одержано такі результати.

1. Швидкість нафтопроникності визначали в різних типах ґрунтів через 30 днів нафтопроникнення. За результатами гравіметричного визначення НВ виявлено тенденцію зміни концентрації нафти у досліджуваних зразках ґрунту. При цьому встановлено пряму залежність між вмістом нафти в ґрунті та пористістю досліджуваних зразків ґрунту. Чим вище пористість ґрунту (зразки №2 і №3), тим вище концентрація нафти, і навпаки, що характерно для зразків №1 і №4.

2. Доведено збільшення коефіцієнта проникнення вуглеводнів із збільшенням вологості ґрунту. Попередня обробка результатів експерименту показала, що при незмінному складі середовища швидкість проникнення вуглеводнів для систем нафта – вологий ґрунт та нафта – сухий ґрунт нелінійно залежить від часу. Отримано регресійні моделі для кривих залежності глибини проникнення нафти від часу для досліджуваних зразків в умовах сухого та вологого ґрунту.

3. Візуалізація за допомогою комп'ютерного моделювання показала розподіл нафтових вуглеводнів у ґрунті у вертикальному та горизонтальному

напрямах. Доведено суттєву різницю у швидкостях вертикального та горизонтального проникнення вуглеводнів, що узгоджується з експериментальними даними.

4. Науково-методологічною основою дослідження є модифікований детермінований та ймовірнісний підхід до визначення ризику надзвичайної ситуації за допомогою методів нечіткої логіки у вигляді нейронних мереж. Для апробації розробленої методики проаналізовано дані про аварійні розливи нафти в Сумській області за період 2017–2021 років.

5. У результаті дослідження встановлено, що значущість антропогенних порушень природного середовища на всіх рівнях оцінюється за такими параметрами: просторовий масштаб; шкала часу; інтенсивність. У разі інциденту з розливом нафти статистика дослідження дала повну оцінку впливу б, що вказує на вплив низької значущості, вплив відчувається, але величина впливу є досить низькою. У випадках індивідуальних оцінок при визначенні екологічного ризику отримано такі результати: часовий параметр – вплив середньої тривалості, просторовий параметр – локальний вплив, інтенсивність – помірний вплив.

Основні результати дослідження опубліковані в наукових працях: [170, 195, 296, 298, 299].

ВИСНОВКИ

З метою зниження техногенного навантаження на довкілля від нафтовидобувної промисловості здійснено обґрунтування науково-теоретичних засад системного підходу щодо екологічно безпечного поводження з відходами буріння, проведення біоремедіації нафтозабруднених об'єктів із застосуванням розроблених нафтодеструктивних консорціумів та анаеробного дигестату як біостимулятора, та прогнозуванні наслідків аварійних ситуацій для навколишнього природного середовища. У дисертаційній роботі сформовано наукові положення, висновки та рекомендації, сукупність яких представляє нові науково обґрунтовані результати у галузі екологічної безпеки.

1. Проведено системний аналіз джерел екологічної небезпеки під час видобування нафти на навколишнє природне середовище на всіх етапах загального процесу, враховуючи утворення та розміщення нафтових відходів. Навантаження на екосистеми в результаті видобування нафти проявляється через негативний вплив різного ступеня на атмосферне повітря, водні та біологічні ресурси, надра. До атмосферного повітря надходять переважно леткі органічні вуглеводні, парникові гази CO_2 та CH_4 , оксиди нітрогену NO_x . Установлено, що значного техногенного навантаження від забруднення буровими відходами та нафтою зазнає ґрунт.

2. Оцінено вплив на довкілля від аварійно небезпечних ситуацій нафтовидобувної діяльності із застосуванням теорії оцінювання екологічного ризику на основі моделювання сценаріїв розвитку аварійних ситуацій. Установлено, що найбільш екологічно небезпечними є аварійні ситуації на трубопроводах із рівнем ризику від $6,3 \cdot 10^{-4}$ до 10^{-3} витоків/км/рік та аварії у випадку танкерного транспортування нафти – з рівнем ризику від $9 \cdot 10^{-4}$ до $1,5 \cdot 10^{-2}$ розливів за 1 рік.

3. Розроблено науково-теоретичні основи системного підходу до оцінювання впливу відходів нафтовидобування на довкілля та екологічно

безпечного поводження з ними, зокрема визначено систему «процес нафтовидобування – вплив на довкілля – комплекс превентивних заходів», що дозволяє управляти екологічною безпекою нафтовидобувних територій. Методика й методи проведення системного аналізу зорієнтовані на застосування математичного моделювання, оцінювання екологічного ризику для підвищення ефективності ліквідації та локалізації аварійних ситуацій.

4. Розроблено методику дослідження фільтрації нафти через ґрунт для прогнозування глибини та площі забруднення. Запропоновано науково-методичний підхід до моделювання фільтрації нафти через пористе середовище, що забезпечило прогнозування глибини та площі забруднення ґрунту. Методологічною основою до прогнозування розмірів зони аварійних розливів нафти стало математичне моделювання та програмне забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт.

5. Удосконалено методологічну основу системного підходу до вирішення проблеми техногенного навантаження під час видобування нафти, зокрема методологію процесу оцінювання ризику та моделювання безпеки системи на базі теорії нечіткої логіки. Запропоновано методологію впливу нафти на водні екосистеми із застосуванням методів математичного моделювання для дослідження процесу розтікання нафтової плівки на поверхні води та методу оцінювання впливових концентрацій хімічних речовин на біоту, зокрема методу ансамблевої оцінки.

6. Розроблено технологію поводження з буровими відходами, що полягає в збиранні відходів буріння, регулюванні рН та обробленні коагулянтами і флокулянтами, розділенні відходів на тверду й рідку фази в полі дії відцентрових сил, що апаратурно здійснюється в центрифусі чи декантері. Установлено залежність ефективності седиментації від дози коагулянту і флокулянту під час реалізації розробленої технології розділення БШ під впливом відцентрових сил, зокрема науково обґрунтовано дози алюміній сульфату та поліакриламід у рівні 30 % та 0,1–0,2 % за основною речовиною відповідно.

7. Розроблено науково-методологічний підхід до дослідження та впровадження технології очищення нафтозабруднених ґрунтів методами біоремедіації, що дозволило підвищити рівень екологічної безпеки відповідних територій за рахунок скорочення часу ліквідації забруднення та підвищення ефективності процесу. Експерименти з оброблення нафтозабруднених ґрунтів показали збільшення біодеградації в разі застосування біоаугментації. Результати експерименту свідчать, що 100 % концентрації нафти було деградовано через 20, 25 та 35 днів для зразків ґрунту з вихідними концентраціями вуглеводнів на рівні 5, 10 та 15 г/кг відповідно.

8. Розширено та адаптовано науково-теоретичні засади проведення біостимуляції на підставі симбіозу біоенергетичних рішень. Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено ефективність застосування анаеробного дигестату як біостимулятора у складі бактеріальних препаратів на підставі наявності в ньому необхідного комплексу поживних речовин для нафтодеструктивних мікроорганізмів, що задовольняє вимоги екологічної безпеки щодо комплексного поводження з відходами.

9. Удосконалено науково-практичні підходи до створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів із використанням біоінформаційних баз даних. Моделювання консорціуму бактерій, що розкладають НП, проводили на основі модуля реакцій деградації ароматичних сполук, дослідження різних ферментних систем, що каталізують певні реакції, та визначення бактерій, здатних продукувати відповідні ферменти. Ідентифікація повного генома бактерій за допомогою IslandViewer 4 дозволила створити консорціум нафтодеструктивних бактерій, що складаються з таких штамів: *Pseudoxanthomonaspadix* BD-a59, *Rhodococcusjostii* RHA1, *Rhodococcusatherivorans* IcdP1, *Pseudomonasputida* ND6, *Pseudomonasstutzeri* 19SMN4, *Pseudomonasfluorescens* UK4, *Acinetobacterlactucaae* OTEC-02, *Bacilluscereus* F837/76.7.9. Співвідношення між зазначеними штамми мікроорганізмів у консорціумі було встановлено на рівні 20 % : 20 % : 15 % : 10 % : 10 % : 5 % : 5 % : 15 %.

10. Проведено математичне моделювання процесу поширення нафти через пористе середовище для своєчасного застосування заходів із локалізації та ліквідації аварійних розливів. Візуалізація за допомогою комп'ютерного моделювання із застосуванням програмного забезпечення ANSYS показала розподіл нафтових вуглеводнів у ґрунті у вертикальному та горизонтальному напрямках. Установлена сильна кореляція між концентрацією і швидкістю нафти та пористістю ґрунту через 30 днів нафтопроникнення. Процес проходить досить повільно (у цьому разі швидкість просування фронту становить приблизно $4 \cdot 10^{-4}$ м/год), що узгоджується з експериментальними даними. Одержані коефіцієнти проникнення вуглеводнів для різних систем на основі вологості ґрунту дозволяють розрахувати глибину проникнення нафти за короткий час після розливу.

11. Проведено математичне моделювання безпеки системи «видобування нафти – бурові відходи – вплив на довкілля» та екологічного ризику із застосуванням теорії нечіткої логіки (нечіткої нейронної гібридної мережі). Ймовірність виникнення ризиків у проєкті зі спорудження та експлуатації свердловини на території бурової, кінцевою метою якого є видобування нафти, становила 0,456, що відноситься до помірному діапазону ризику, тому досліджуваний проєкт із буріння та експлуатації свердловини може бути реалізований.

СПИСОК ДЖЕРЕЛ ЛІТЕРАТУРИ

1. Аблеєва І. Ю., Кулижко І. О. Вплив нафтогазовидобування на стійкість екосистем (на прикладі Андріяшівського газоконденсатного родовища та Андріяшівсько-Гудимівського заказника). *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали VI Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 16–19 квітня 2019 р.). Суми: Сумський державний університет, 2019. С. 169–170.
2. Кропивницька В. Б. Процес буріння свердловини як складна система з багатокритеріальними оцінками процесів. *Методи та прилади контролю якості*. 2018. № 2 (41). С. 69–76.
3. Звіт з оцінки впливу на довкілля. Спорудження розвідувальних свердловин на Рудниківській площі. Львів, 2018. 192 с.
4. Системний підхід до підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних територій: монографія / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук. Суми : СумДУ, 2021. 275 с.
5. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Mamutova A. A. System approach to the assessment of anthropogenic impact on marine ecosystems during oil production activities. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3. No. 3. P. 157–166.
6. Звіт з оцінки впливу на довкілля планованої діяльності з видобування корисних копалин НГВУ «Бориславнафтогаз» ПАТ «Укрнафта» на Бориславському нафтогазоконденсатному родовищі. Івано-Франківськ : ІФНТУНГ, 2018. 306 с.
7. Звіт з оцінки впливу на довкілля планованої діяльності з видобування корисних копалин НГВУ «Долинанфтогаз» ПАТ «Укрнафта» на Ріпнянському родовищі. Одеса : ТОВ «НЦ «Екологія», 2019. 168 с.
8. Наказ МОЗ України 14.01.2020 № 52 «Про затвердження гігієнічних регламентів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в АП населених місць».
9. Бойченко С. В., Пузік О. Г., Топільницький П. І., Черняк Л. М., Романчук В. В., Бабатунд О., Лейда К. Оцінка екологічного впливу

нафтопереробного підприємства на навколишнє середовище. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2016. № 4. С. 109–122.

10. Elmawgouda H. A., Elshiekha T. M., Khalila S. A., Alsabagha A. M., Tawfik Mamoun. Modeling of hydrogen sulfide removal from Petroleum production facilities using H₂S scavenger. *Egyptian Journal of Petroleum*. 2015. Vol. 24, Issue 2. P. 131–137. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.05.003>.

11. Ercoli R., Orlando A., Borrini D., Tassi F., Bicocchi G., Renzulli A. Hydrogen-Rich Gas Produced by the Chemical Neutralization of Reactive By-Products from the Screening Processes of the Secondary Aluminum Industry. *Sustainability*. 2021. Vol. 13. P. 12261.

12. Nurtayeva G., Aikumbekov N. Actual Problems of Associated Petroleum Gas Utilization. *Palarch's Journal of Archaeology of Egypt/Egyptology*. 2020. 17(7), P. 8087–8098.

13. Nguyen T., Trần K., Thanh V., Thùy T., Dang T., To N., Lam H., Anh N., Dang T., Nhat H. N.. Removal of hydrogen sulfide in synthesized air by chemical absorption in a packed column. *Journal of Science, Technology and Food*. 2019. Vol. 18 (2). P. 3–11.

14. Wan Renpu, Chapter 11 – Oil and Gas Well Corrosion and Corrosion Prevention, Editor(s): Wan Renpu, *Advanced Well Completion Engineering (Third Edition)*, Gulf Professional Publishing, 2011. P. 617–700, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385868-9.00018-X>.

15. Khairulin S., Kerzhentsev M., Salniko A., Ismagilov Z. R. Direct Selective Oxidation of Hydrogen Sulfide: Laboratory, Pilot and Industrial Tests. *Catalysts*. 2021. Vol. 11. Article ID 1109.

16. Hu G., Peng W., Yu C. Insight into the C₈ light hydrocarbon compositional differences between coal-derived and oil-associated gases. *Journal of Natural Gas Geoscience*. 2017. Vol. 2, Issue 3. P. 157–163.

17. Звіт з оцінки впливу на довкілля спорудження пошукової свердловини № 48 Сахалінського НГКР. Полтава, 2018. 149 с.

18. Murthy R.V.V. Ramana, Katari Naresh Kumar, Sree N. Satya, Jonnalagadda Sreekantha B. A novel protocol for reviving of oil and natural gas wells. *Petroleum Research*. 2019. Volume 4, Issue 3. P. 276–281. <https://doi.org/10.1016/j.ptlrs.2019.04.001>.
19. Янченко І. О., Аблєєва І. Ю. Забруднення підземних вод під час освоєння родовищ нафтогазовидобувного комплексу. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 21–24 квітня 2020 р.). Суми : Сумський державний університет, 2020. С. 159–160.
20. Курганський В. М., Тішаєв І. В. До питання забруднення оточуючого середовища в процесі буріння нафтових та газових свердловин. *Вісник Київського національного університету ім. Т. Шевченка. Геологія*. 2006. Вип. 38–39. С. 7–9.
21. Ablieieva I. Yu., Pliatsuk L. D. Complex approach to drilling fluids wastewater treatment. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг* : матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції = *Water Supply and Wastewater Disposal «Designing, construction, operation and monitoring* : proceedings of the II International Scientific-Practical Conference / уклад.: Д. Орачевська, О. Бобуш (Львів, 18–20 жовтня 2017 р.). Львів : ЗУКЦ, 2017. С. 5–7.
22. Охрана природы. Гидросфера. Очистка сточных вод в морской нефтегазодобыче. Основные требования к качеству очистки : ОСТ 51.01–03–84. [Введ. 01–07–1985]. М.: Издательство стандартов, 1985. 9 с.
23. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Mamutova A. A. System approach to the assessment of anthropogenic impact on marine ecosystems during oil production activities. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3, No. 3. P. 157–166.
24. Plyatsuk L. D., Gabbasova S. M., Ablieieva I. Yu., Mamutova A. A. Analysis of technogenic load of oil and gas production on Caspian Region. *Journal of Engineering Sciences*. 2018. Volume 5. Issue 2. P. H9–H17.

25. Dvořáčková H., Dvořáček J., Hueso González P., Vlček V. Effect of different soil amendments on soil buffering capacity. *PLoS ONE*. 2022. Vol. 17(2). Article ID e0263456. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263456>
26. Mohammed Musa Amro, Mohammed Said Benzagouta, Wimpy Karnanda. Investigation on crude oil penetration depth into soils. *Arabian Journal of Geosciences*. 2011. Vol. 6. P. 873–880.
27. Li Y. S., Hu X. J., Yang J. S., Song X. Y., Hou Y. X., Chen H. L. Simulated Study on the Migration of Petroleum Hydrocarbons in the Soil. *In Advanced Materials Research*. 2012. Vol. 518–523. P. 2802–2805. Trans Tech Publications, Ltd.
28. Sun X. N., Liu A. P., Sun W. T., Jin S. C. Study of Migration of Different Petroleum Hydrocarbon Contaminated Components in Soil. *In Advanced Materials Research*. 2011. Vol. 414. P. 198–202. Trans Tech Publications, Ltd.
29. Wang L., Cheng Y., Naidu R., Bowman M. The Key Factors for the Fate and Transport of Petroleum Hydrocarbons in Soil With Related in/ex Situ Measurement Methods: An Overview. *Front environmental science*. 2021. Vol. 9. Article ID 756404. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.756404>.
30. Qian Cheng, Mu Wenping, Xing Yuan, et al. Numerical simulation of petroleum pollutant migration in a gas field. *Environmental Engineering*. 2016. Vol. 34(4). P. 68–72.
31. Elie Simo, Jimy Sinclair Kenhago Watia, Steve Christopher Songong Tsakeu, Josue Ivan Charles Zambe, Georgette Raïssa Simo Kamdem, Franklin William Tabekoueng. Migration of petroleum hydrocarbons from ground surface to groundwater accounting for a liquid Arrhenius model. *International Research Journal of Public and Environmental Health*. 2019. Vol. 6 (7). P. 144–154.
32. Jian Cui, Dong Jia, Hongbin Wang, Hongwei Yin, Yanjun Wang, Delong Ma, Wujun Wu, Ziyang Jing, Xiaogen Fan, Li Shen, Xiaojun Wu, Wenqiang Liu, Xiulei Yang. A Method to Simulate the Migration and Accumulation of Hydrocarbon with Analogue Modeling. *Hindawi Geofluids*. Vol. 2021. Article ID 6660760. <https://doi.org/10.1155/2021/6660760>

33. Balseiro-Romero M., Monterroso C., Casares J. J. Environmental fate of petroleum hydrocarbons in soil: Review of multiphase transport, mass transfer, and natural attenuation processes. *Pedosphere*. 2018. Vol. 28(6). P. 833–847.
34. Maria Żygadło, Jarosław Gawdzik. Modeling the Transport of Petroleum Products by Soil Filter Method. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2010. Vol. 19(4). P. 841–847.
35. Gao Lijuan. Study on migration and change of petroleum pollutants in soil and pollution evaluation with data mining technology. *E3S Web of Conferences 236*, 03003. 2021. ICERSD 2020.
36. John R. Impact of crude oil pollution on the densities of nitrifying and denitrifying bacteria in the rhizosphere of tropical legumes grown on wetland soil. *Nigerian journal of microbiology*. 2010. Vol. 24. P. 2088–2094.
37. Adipah S. Introduction of Petroleum Hydrocarbons Contaminants and its Human Effects. *Journal of Environmental Science and Public Health*. 2019. Vol. 3(1). P. 001–009.
38. Alhassan H. M., Fagge S. A. Effects of crude oil, low point pour fuel oil and vacuum gas oil contamination on the geotechnical properties of sand, clay and laterite soils. *International Journal of Engineering Research and Applications*. 2013. Vol. 3. P. 1947–1954.
39. Nasehi S. A., Uromeihy A., Nikudel M. R., Morsali A. Influence of Gas Oil Contamination on Geotechnical Properties of Fine and Coarse-Grained Soils. *Geotechnical and Geological Engineering*. 2016. Vol. 34. P. 333–345.
40. Liang Y., Zhang X., Zhou, J., Li G. Long-term oil contamination increases deterministic assembly processes in soil microbes. *Ecological Applications*. 2015. Vol. 25(5). P. 1235–1243. <https://doi.org/10.1890/14-1672.1>.
41. Onwurah I. N. E. Restoring the crop sustaining potential of crude oil polluted soil by means of Azotobacter inoculation. *Plant Products Research Journal*. 1999. Vol. 4. P. 6–16.
42. Onwurah I. N. E., Ogugua V. N., Onyike N. B., Ochonogor A. E., Otitoju O. F. Crude Oils Spills in the Environment, Effects and Some Innovative Clean-Up

Biotechnologies. *International Journal of Environmental Research*. 2007. Vol. 1(4). P. 307–320.

43. Sverdrup L. E. et al. Effects of Eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2002. Vol. 21(1). P. 109–114.

44. Maliszewska-Kordybach B., et al. Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) – effect on plants. *Environmental Technology*. 2000. Vol. 21. P. 1099–1110.

45. Tang J., Wang M., Wang F., Sun Q., Zhou Q. Eco-toxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*. 2011. Vol. 23(5). P. 845–851.

46. Dorn P. B., Salanitro J. P. Temporal ecological assessment of oil contaminated soils before and after bioremediation. *Chemosphere*. 2000. Vol. 40. P. 419–426.

47. Leme D. M., Marin-Morales M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2009. Vol. 682(1). P. 71–81.

48. Hussain I., Puschenreiter M., Gerhard S., Sani S., Khan W. D., Reichenauer T. Differentiation between physical and chemical effects of oil presence in freshly spiked soil during rhizoremediation trial. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26. P. 18451–18464.

49. Borowik A., Wyszowska J., Kucharski M., Kucharski J. Implications of soil pollution with diesel oil and BP petroleum with ACTIVE technology for soil health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019. Vol. 16(14). Article ID 2474. <https://doi.org/10.3390/ijerph16142474>.

50. Yan L., Penttinen P., Mikkonen A., Lindström K. Bacterial community changes in response to oil contamination and perennial crop cultivation. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25(15). P. 14575–14584. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1635-9>.

51. Salam L. B., Obayori S. O., Nwaokorie F. O., Suleiman A., Mustapha R. Metagenomic insights into effects of spent engine oil perturbation on the microbial community composition and function in a tropical agricultural soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24(8). P. 7139–7159. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8364-3>.
52. Uzoigwe C., Burgess J. G., Ennis C. J. et al. Bioemulsifiers are not biosurfactants and require different screening approaches. *Front Microbiology*. 2015. Vol. 6. Article ID 245. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00245>.
53. Helmy Q., Laksmono R. and Kardena E. Bioremediation of Aged Petroleum Oil Contaminated Soil: From Laboratory Scale to Full Scale Application. *Procedia Chemistry*. 2015. Vol. 14. P. 326–333.
54. Ebadi A. A., Sima N. A., Olamaee M. Effective bioremediation of a petroleum-polluted saline soil by a surfactant – *Pseudomonas aeruginosa* consortium. *Journal of advanced research*. 2017. Vol. 8 (6). P. 627–633. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2017.06.008>.
55. Das P., Yang X.-P., Ma L. Analysis of biosurfactants from industrially viable *Pseudomonas* strain isolated from crude oil suggests how rhamnolipids congeners affect emulsification property and antimicrobial activity. *Frontiers in microbiology*. 2014. Vol. 5(696). Article ID 696. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00696>.
56. Клімова Н. Деякі питання методики оцінки стану забруднення ґрунтів унаслідок нафтогазовидобування. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2006. Вип. 33. С.144–151.
57. Yongmei Hao, Wenbin Yang, Zhixiang Xing, Ke Yang, lin Sheng, Jian Yang. Calculation of accident probability of gas pipeline based on evolutionary tree and moment multiplication. *International Journal of Pressure Vessels and Piping*. 2019. Vol. 176. Article ID 103955. <https://doi.org/10.1016/j.ijpvp.2019.103955>.
58. Shi L., Shuai J., Xu K. Fuzzy fault tree assessment based on improved AHP for fire and explosion accidents for steel oil storage tanks. *Journal of hazardous materials*. 2014. Vol. 278. P. 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.034>

59. Fuller C. W., Vassie L. H. Benchmarking the safety climates of employees and contractors working within a partnership arrangement: a case study in the offshore oil industry. *Benchmarking: An International Journal*. 2001. Vol. 8(5). P. 413–430. <https://doi.org/10.1108/EUM0000000006386>.
60. Crichton M. Attitudes to teamwork, leadership, and stress in oil industry drilling teams. *Safety Science*. 2005. Vol. 43(9). P. 679–696. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2005.08.020>.
61. Skalle P., Aamodt A., Laumann K. Integrating human related errors with technical errors to determine causes behind offshore accidents. *Safety Science*. 2014. Vol. 63. P. 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2013.11.009>.
62. Ismail Z., Kong K. K., Othman S. Z., et al. Evaluating accidents in the offshore drilling of petroleum: regional picture and reducing impact. *Measurement*. 2014. Vol. 51. P. 18–33. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2014.01.027>.
63. Saleh J. H., Haga R. A., Favaro F. M., et al. Texas City refinery accident: case study in breakdown of defense-in-depth and violation of the safety-diagnosability principle in design. *Engine failure analysis*. 2014. Vol. 36. P. 121–133. <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2013.09.014>.
64. Chizaram D. Nwankwo, Andrew O. Arewa, Stephen C. Theophilus, Victor N. Esenowo. Analysis of accidents caused by human factors in the oil and gas industry using the HFACS–OGI framework, *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics*. 2021. Vol. 28, Issue 3. P. 1642–1654. <https://doi.org/10.1080/10803548.2021.1916238>.
65. Norazahar N., Khan F., Veitch B., et al. Human and organizational factors assessment of the evacuation operation of BP Deepwater Horizon accident. *Safety Science*. 2014. Vol. 70. P. 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2014.05.002>.
66. Molokova N. V., Konnykh M. A. Modeling of the dynamics of spreading of spilled hydrocarbons taking into account the gravitycapillary interaction. *Journal of Siberian Federal University. Mathematics & Physics*. 2012. Vol. 5(4). P. 462–470.
67. Siemens G. A., Take W. A., Peters S. B.. Physical and numerical modeling of infiltration including consideration of the pore–air phase. *Canadian*

Geotechnical Journal. 2014. Vol. 51. P. 1475–1487.
<https://doi.org/10.1139/cgj20130447>.

68. Cortis A., Ghezzehei T. A. On the transport of emulsions in porous media. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2007. Vol. 313(1). P. 1–4.
<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2007.04.021>.

69. Clayton M. H., Borden R. C. Numerical modeling of emulsified oil distribution in heterogeneous aquifers. *Groundwater*. 2009. Vol. 47(2). P. 246–258.

70. Blunt M. Flow in porous media – pore-network models and multiphase flow. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*. 2001. Vol. 6. P.197–207.

71. Hayek M. A. Model for subsurface oil pollutant migration. *Transport in Porous Media*. 2017. Vol. 120. P. 373–393. <https://doi.org/10.1007/s11242-017-0926-9>.

72. Seredin V. V., Rastegaev A. V., Galkin V. I., Leonovith M. F. Influence of moisture content and soil type on depth of penetration of hydrocarbons into rock massif. *Advances in Engineering Research*. 2017. Vol. 133. P. 755–759.
<https://doi.org/10.2991/aime-17.2017.122>.

73. Markowski A. S., Kotynia A. "Bow-tie" model in layer of protection analysis. *Process Safety and Environmental Protection*. 2011. Vol. 89. P. 205–213.

74. Wierenga P. C. et al. Application of the Bow-Tie Model in Medical Safety Risk Analysis. *Drug Safety*. 2009. Vol. 32. P. 663–673.

75. Rathnayaka S., Khan F., Amyotte P. SHIPP methodology: Predictive accident modeling approach. Part II. Validation with case study. *Process Safety and Environmental Protection*. 2011. Vol. 89. P. 75–88.

76. ISO : 31000, Risk management. Principles and guidelines on implementation, ed: Geneva: International Organization for Standardization, 2009.

77. ISO : 17776, Petroleum and natural gas industries. Offshore production installations. Guidance on tools and techniques for hazard identification and risk assessment, ed: Geneva: International Organization for Standardization, 2000.

78. PSA, Regulations relating to management in the petroleum activities (The Management Regulations), ed: Norway, Stavanger: Petroleum Safety Authority, 2014.

79. OpenRisk Guideline for Regional Risk Management to Improve European Pollution Preparedness and Response at Sea / Laine. V. and others. OpenRisk HELCOM – Helsinki Commission, 2018. 108 p.

80. Sevcik A., Gudmestad O. T. A systematic approach to risk reduction measures in the Norwegian offshore oil and gas industry. *WIT Transactions on Information and Communication Technologies*. 2014. Vol 47. P. 287–305. <https://doi.org/10.2495/RISK140251>.

81. Аблєєва І. Ю. Методологія оцінки ризику в нафтовидобувній діяльності. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали ІХ Всеукраїнської науково-технічної конференції (м. Суми, 19–22 квітня 2022 р.). Суми : Сумський державний університет, 2022. С. 134.

82. IAEA, Basic safety principles for nuclear power plants: 75–INSAG–3, rev.1, ed: Vienna: The International Atomic Energy Agency, 1999.

83. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Москаленко Д. Ю. Комплексний підхід до вирішення проблеми утилізації нафтових шламів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 18–21 квітня 2017 р.). Суми: СумДУ, 2017. С. 150–151.

84. Ablieieva I., Plyatsuk L. Sustainable development principles in waste management of oil production. «*STABICONsystems – 2017*» : матеріали Міжнародної науково–практичної конференції / редкол. : Г. О. Швіндіна, Д. О. Смоленніков, А. А. Іскаков (Суми, 27–29 квітня 2017 р.). Суми : Сумський державний університет, 2017. С. 12.

85. Bandura L., Wozzuk A., Kołodyńska D., Franus W. Application of Mineral Sorbents for Removal of Petroleum Substances: A Review. *Minerals*. 2017. Vol. 7(3). Article ID 37. <https://doi.org/10.3390/min7030037>.

86. Хохлов А. В., Хохлова Л. Й. Очищення піщаних ґрунтів від нафтозабруднень застосуванням біосорбційних комплексів. *Екологічні науки*. 2020. № 6(33). С. 86–90.

87. Bulauka Y., Katsiaryna M., Ayoub Z. Emergency sorbents for oil and petroleum product spills based on vegetable raw materials. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2018. Vol. 451. Article ID 012218. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/451/1/012218>.
88. Mathur A. K., Majumder C. B., Chatterjee S. Combined removal of BTEX in air stream by using mixture of sugar cane bagasse, compost and GAC as biofilter media. *Journal of Hazardous Materials*. 2007. Vol. 148. P. 64–74.
89. Plyatsuk L., Balintova M., Chernysh Y., Ablieieva I., Ablieiev O. The process of environmentally safe biochemical recycling of phosphogypsum. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2020. P. 843–852.
90. Srinivasan A., Viraraghavan T. Oil removal from water using biomaterials. *Bioresource Technology*. 2010. Vol. 101. P. 6594–6600.
91. Muir B., Bajda T. Organically modified zeolites in petroleum compounds spill cleanup-Production, efficiency, utilization. *Fuel Process Technology*. 2016. Vol. 149. P. 153–162.
92. Franus M., Jozefaciuk G., Bandura L., Lamorski K., Hajnos M., Franus W. Modification of lightweight aggregates' microstructure by used motor oil addition. *Materials*. 2016. Vol. 9. Article ID 845.
93. Franus M., Jozefaciuk G., Bandura L., Franus M. Use of spent zeolite sorbents for the preparation of lightweight aggregates differing in microstructure. *Minerals*. 2017. Vol. 7(2). Article ID 25.
94. Бабаджанова О. Ф., Гринчишин Н. М. Роль сорбентів при ліквідації аварійних виливів нафти і нафтопродуктів із поверхні ґрунту. *Актуальні проблеми управління у сфері цивільного захисту: матеріали I Всеукраїнської науково-практичної конференції (Харків, 5 жовтня 2012 р.)*. Харків, 2012. С. 28–33.
95. Мальований М. С., Петрушка І. М. Очищення стічних вод природними дисперсними сорбентами : монографія. Львів : Вид-во Львівської політехніки, 2012. 180 с.

96. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Екологічно безпечні технології ліквідації аварійних розливів нафти. *Сталий розвиток – погляд у майбутнє* : збірник матеріалів семінару (Львів, 15 вересня 2017 р.). Львів: НУ «Львівська політехніка», 2017. С. 37.
97. Bachmann R. T., Johnson A. C., Edyvean R. G. J. Biotechnology in the petroleum industry: An overview. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2014. Vol. 86. P. 225–237.
98. Al-Hawash Adnan B., Zhang Xiaoyu, Ma Fuying. Removal and biodegradation of different petroleum hydrocarbons using the filamentous fungus *Aspergillus* sp. RFC-1. *Microbiology Open*. 2019. Vol. 8, Issue 1. Article ID 8:e619. <https://doi.org/10.1002/mbo3.619>.
99. Younes G., Rasoul-Amini S., Fotoohabadi E.. The biotransformation, biodegradation, and bioremediation of organic compounds by microalgae. *Journal of Phycology*. 2011. Vol. 47. P. 969–980.
100. Sierra–Garcia I. N., Oliveira V. M. Microbial Hydrocarbon Degradation: Efforts to Understand Biodegradation in Petroleum Reservoirs. in Chamy R, *Biodegradation Engineering Technology*, Intech Open London, 2013. P. 47–72. <https://doi.org/10.5772/55920>.
101. Ramadass K., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu R. Bioavailability of weathered hydrocarbons in engine oil-contaminated soil: Impact of bioaugmentation mediated by *Pseudomonas spp.* on bioremediation. *Science of The Total Environment*. 2018. Vol. 636. P. 968–974.
102. Yan S., Wang Q., Qu L. et al. Characterization of Oil-Degrading Bacteria from Oil–Contaminated Soil and Activity of their Enzymes. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2013. Vol. 27(4). P. 3932–3938 <https://doi.org/10.5504/BBEQ.2013.0050>.
103. Al-Awadhi H., Al-Mailem D., Dashti N., Khanafer M., Radwan S. Indigenous hydrocarbon-utilizing bacterioflora in oil-polluted habitats in Kuwait, two decades after the greatest man-made oil spill. *Archives of Microbiology*. 2012. Vol. 194. P. 689–705. <https://doi.org/10.1007/s00203-012-0800-7>.

104. Alrumman S. A., Hesham Abd El-Latif, Alamri S. A. Isolation, fingerprinting and genetic identification of indigenous PAHs degrading bacteria from oil-polluted soils. *Journal of Environmental Biology*. 2016. Vol. 37, Issue 1. P. 75–81. http://www.jeb.co.in/journal_issues/201601_jan16/paper_11.pdf
105. Zhang X., Xu D. J., Zhu C. Y. et al. Isolation and identification of biosurfactant producing and crude oil degrading *Pseudomonas aeruginosa* strains. *Chemical Engineering Journal*. 2012. Vol. 209. P. 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.110>.
106. Ravintheran S. K., Sivaprakasam S., Loke S. et al. Complete genome sequence of *Sphingomonas paucimobilis* AIMST S2, a xenobiotic-degrading bacterium. *Science Data*. 2019. Vol. 6. Article ID 280. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0289-x>.
107. Dai X., Lv J., Yan G., Chen C., Guo S., Fu P. Bioremediation of intertidal zones polluted by heavy oil spilling using immobilized laccase-bacteria consortium. *Bioresource Technology*. 2020. Vol. 309. Article ID 123305. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123305>.
108. Das K., Mukherjee A. K. Crude petroleum-oil biodegradation efficiency of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from a petroleum-oil contaminated soil from North-East India. *Bioresource Technology*. 2007. Vol. 98(7). P. 1339–1345. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.05.032>.
109. Liu Y., Li C., Huang L., He Y., Zhao T., Han B., Jia X. Chinese Journal of Chemical Engineering Combination of a crude oil-degrading bacterial consortium under the guidance of strain tolerance and a pilot-scale degradation test. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. 2017. Vol. 25(12). P. 1838–1846. <https://doi.org/10.1016/J.CJCHE.2017.02.001>.
110. Jain P., Bajpai V. Biotechnology of bioremediation – a review. *International journal of environmental sciences*. 2012. Vol. 3(1). P. 535–549. <https://doi.org/10.6088/ijes.2012030131053>.
111. Panda S. K., Kar R. N., Panda C. R. Isolation and identification of petroleum hydrocarbon degrading microorganisms from oil contaminated

environment. *International Journal Of Environmental Sciences*. 2013. Vol. 3(5). P. 1314–1321.

112. Margesin R., Labbé D., Schinner F. et al. Characterization of hydrocarbon-degrading microbial populations in contaminated and pristine alpine soils. *Applied Environmental Microbiology*. 2003. Vol. 69. P. 3085–3092.

113. Hamme J., Ward O. Physical and metabolic interactions of *Pseudomonas* sp. strain JA5-B45 and *Rhodococcus* sp. strain F9-D79 during growth on crude oil and effect of a chemical surfactant on them. *Applied Environmental Microbiology*. 2001. Vol. 69. P. 4874–4879.

114. Azadi D., Shojaei H., Mobasherizadeh S. et al. Screening, isolation and molecular identification of biodegrading mycobacteria from Iranian ecosystems and analysis of their biodegradation activity. *AMB Express*. 2017. Vol. 7. Article ID 180. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0472-4>.

115. Usman M., Dadrasnia A., Kang T. et al. Application of biosurfactants in environmental biotechnology; remediation of oil and heavy metal. *AIMS Bioengineering*. 2016. Vol. 3(3). P. 289–304.

116. Vijayakumar S., Saravanan V. Biosurfactants-Types, Sources and Applications. *Research Journal of Microbiology*. 2015. Vol. 10. P. 181–192.

117. You Z., Xu H., Zhang S., Kim H., Chiang P. Comparison of Petroleum Hydrocarbons Degradation by *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied Sciences*. 2018. Vol. 18. P. 1–19. <https://doi.org/10.3390/app8122551>.

118. Wu T., Xu J., Xie W., Yao Z., Yang H., Sun C., Li X. *Pseudomonas aeruginosa* L10: A Hydrocarbon-Degrading, Biosurfactant-Producing, and Plant-Growth-Promoting Endophytic Bacterium Isolated From a Reed (*Phragmites australis*). *Frontiers in Microbiology*. 2018. Vol. 9. Article ID 1087. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01087>.

119. Ojewumi M. E., Okeniyi J. O., Ikotun J. O., Okeniyi E. T., Ejemen V. A., Popoola A. P. I. Bioremediation: Data on *Pseudomonas aeruginosa* effects on the bioremediation of crude oil polluted soil. *Data in Brief*. 2018. Vol. 19. P. 101–113. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.04.102>.

120. Antoniou E., Fodelianakis S., Korkakaki E., Kalogerakis N. Biosurfactant production from marine hydrocarbon-degrading consortia and pure bacterial strains using crude oil as carbon source. *Frontiers in Microbiology*. 2015. Vol. 6. Article ID 274. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00274>.
121. Fritsche, W. and Hofrichter, M. Aerobic Degradation by Microorganisms. In: Klein, J., Ed, Environmental Processes-Soil Decontamination, Wiley-VCH, Weinheim, 2000. P. 146–155.
122. Tanase A., Ionescu R., Chiciudean I., Vassu T., Stoica I. Characterization of hydrocarbon-degrading bacterial strains isolated from oil-polluted soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2013. Vol. 84. P. 150–154. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.05.022>.
123. Agwu O. A., Ilori M. O., Nwachukwu S. U. Utilization of Drilling Fluid Base Oil Hydrocarbons by Microorganisms Isolated from Diesel-Polluted Soil. *Soil and Sediment Contamination*. 2013. Vol. 22(7). P. 817–828. <https://doi.org/10.1080/15320383.2013.768205>.
124. El-Borai A. M., Eltayeb K. M., Mostafa A. R., El-Assar S. A. Biodegradation of industrial oil-polluted wastewater in Egypt by bacterial consortium immobilized in different types of carriers. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2016. Vol. 25(5). P. 1901–1909. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62301>.
125. Patel J. G., Kumar N. J. I., Kumar R. N., Khan S. R. Evaluation of Nitrogen Fixing Enzyme Activities in Response to Pyrene Bioremediation Efficacy by Defined Artificial Microalgal-Bacterial Consortium of Gujarat, India. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 2018. Vol. 38(3). P. 282–293. <https://doi.org/10.1080/10406638.2016.1207684>.
126. Patowary K., Patowary R., Kalita M. C., Deka S. Development of an Efficient Bacterial Consortium for the Potential Remediation of Hydrocarbons from Contaminated Sites. *Frontiers in Microbiology*. 2016. Vol. 7. Article ID. 1092. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01092>.
127. Tuhuloula A., Suprpto S., Altway A., Juliastuti S. R. Biodegradation of Extractable Petroleum Hydrocarbons by Consortia *Bacillus cereus* and *Pseudomonas*

putida in Petroleum Contaminated-Soil. *Indonesian Journal of Chemistry*. 2019. Vol. 19(2). P. 347–355. <https://doi.org/10.22146/ijc.33765>.

128. Borah D., Yadav R. N. S. Bioremediation of petroleum based contaminants with biosurfactant produced by a newly isolated petroleum oil degrading bacterial strain. *Egyptian Journal of Petroleum*. 2017. Vol. 26. P. 181–188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejpe.2016.02.005>.

129. Vinothini C., Sudhakar S., Ravikumar R. Biodegradation of petroleum and crude oil by *Pseudomonas putida* and *Bacillus cereus*. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2015. Vol. 4(1). P. 318–329. <https://www.ijcmas.com/vol-4-1/C.Vinothini,%20et%20al.pdf>.

130. Abdel-Megeed A., Al-Harbi N., Al-Deyab S. Hexadecane degradation by bacterial strains isolated from contaminated soils. *African Journal of Biotechnology*. 2010. Vol. 9(44). P. 7487–7494. <https://doi.org/10.5897/ajb10.638>.

131. Nozari M., Samaei M. R., Dehghani M., Ebrahimi A. A. Bioremediation of Alkane Hydrocarbons Using Bacterial Consortium From Soil. *Health Scope*. 2018. Vol. 7 (3). Article ID e12524 [online]. <https://doi.org/10.5812/jhealthscope.12524>.

132. Janbandhu A., Fulekar M. H. Biodegradation of phenanthrene using adapted microbial consortium isolated from petrochemical contaminated environment. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 187 (1–3). P. 333–340. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.034>.

133. Cerqueira V. S., Hollenbach E. B., Maboni F., Vainstein M. H., Camargo F. A. O., Peralba M. do C. R., Bento F. M. Biodegradation potential of oily sludge by pure and mixed bacterial cultures. *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102(23). P. 11003–11010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.074>.

134. Adhikari D., Araki K. S., Mukai M., Kai T., Kubota K., Kawagoe T., Kubo M. Development of an Efficient Bioremediation System for Petroleum Hydrocarbon Contaminated Soils Based on Hydrocarbon Degrading Bacteria and Organic Material Control. *Austin Journal of Biotechnology & Bioengineering*. 2015. Vol. 2(3). P. 1048–1054.

135. Lladó S., Solanas A. M., de Lapuente J., Borràs M., Viñas M. A diversified approach to evaluate biostimulation and bioaugmentation strategies for heavy-oil-contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 2012. Vol. 435–436. P. 262–269. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.032>.

136. Mroziak A., Piotrowska-Seget Z. Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. *Microbiological Research*. 2009. Vol. 165. P. 363–375. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2009.08.001>.

137. Varjani S. J., Upasani V. N. Crude oil degradation by *Pseudomonas aeruginosa* NCIM 5514: Influence of process parameters. *Indian Journal of Experimental Biology*. 2017. Vol. 55. P. 493–497.

138. Duarte M., Jauregui R., Vilchez-Vargas R., Junca H., Pieper D. H. Aroma Deg, a novel database for phylogenomics of aerobic bacterial degradation of aromatics. *Database: the journal of biological databases and curation*. 2014. Article ID 2014(bau118). <https://doi.org/10.1093/database/bau118>.

139. Olawepo G. K., Ogunkunle C. O., Adebisi O. O., Fatoba P. O. Enhanced Bioremediation of Brass Crude-Oil (Hydrocarbon), Using Cow Dung and Implication on Microbial Population. *Pollution*. 2018. Vol. 4(2). P. 273–280. <https://doi.org/10.22059/poll.2017.240833.313>.

140. Urhibo V. O., Ejechi B. O. Crude oil degradation potential of bacteria isolated from oil-polluted soil and animal wastes in soil amended with animal wastes. *AIMS Environmental Science*. 2017. Vol. 4(2). P. 277–286. <https://doi.org/10.3934/environsci.2017.2.277>.

141. Robichaud K., Lebeau M., Martineau S., Amyot M. Bioremediation of engine-oil contaminated soil using local residual organic matter. *PeerJ*. 2019. Vol. 7. Article ID e7389. <https://doi.org/10.7717/peerj.7389>.

142. Cuevas-Díaz M. et al. Catalase and Phosphatase Activities During Hydrocarbon Removal from Oil-Contaminated Soil Amended with Agro-Industrial By-products and Macronutrients. *Water Air Soil Pollution*. 2017. Vol. 228. Article ID 159. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3336-2>.

143. Ani K. A., Ochin E. Response surface optimization and effects of agricultural wastes on total petroleum hydrocarbon degradation. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*. 2018. Vol. 7. P. 564–574. <https://doi.org/10.1016/j.bjbas.2018.06.009>.

144. Chernysh Y., Ablieieva I., Makarenko N., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O. Investigation of the directions of using a hybrid composition bioproduct for detoxification of a soil ecosystem contaminated with heavy metals and oil products. *Biodiversity & Environment*. – Prešov: University of Presov, 2021. Vol. 13, No. 1. P. 80–94.

145. Al-Saleh E. S., Obuekwe C. Effect of nickel on the mineralization of hydrocarbons by indigenous microbiota in Kuwait soils. *Journal of Basic Microbiology*. 2009. Vol. 49(3). P. 256–263.

146. Czarny J., Staninska-Pięta J., Piotrowska-Cyplik A., Juzwa W., Wolniewicz A., Marecik R., Ławniczak, Chrzanowski. *Acinetobacter* sp. as the key player in diesel oil degrading community exposed to PAHs and heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Article ID 383 (July 2019). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121168>.

147. Markowicz A., Cycoń M., Piotrowska-Seget Z. Microbial community structure and diversity in long-term hydrocarbon and heavy metal contaminated soils. *International Journal of Environmental Research*. 2016. Vol. 10. P. 321–323.

148. Bento F. M., Camargo F. A. O., Okeke B. C., Frankenberger W. T. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresourse Technology*. 2005. Vol. 96. P. 1049–1055.

149. Li Y., Mao G., Wang Y., Bartlam M. Structural insights into diversity and n-alkane biodegradation mechanisms of alkane hydroxylases. *Frontiers in Microbiology*. 2013. Vol. 4. Article ID 58.

150. Adams F. V., Niyomugabo A., Sylvester O. P. Bioremediation of Crude Oil Contaminated Soil Using Agricultural Wastes. *Procedia Manufacturing*. 2017. Vol. 7. P. 459–464. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2016.12.037>.

151. Hamdi H., Benzarti S., Manusadzianas L., Aoyama I., Jedidi N. Bioaugmentation and biostimulation effects on PAH dissipation and soil ecotoxicity under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2007. Vol. 39. P. 1926–35.
152. Alisi C., Musella R., Tasso F., Ubaldi C., Manzo S., Cremisini C., Sprocati A. R. Bioremediation of diesel oil in a co-contaminated soil by bioaugmentation with a microbial formula tailored with native strains selected for heavy metals resistance. *Science of the Total Environment*. 2009. Vol. 407(8). P. 3024–3032. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.011>.
153. Agnello A. C., Bagard M., van Hullebusch E. D., Esposito G., Huguenot D. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 563–564. P. 693–703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.061>.
154. Liu Q., Zhang Y., Zhao D., Zhao Ch. On an ecology-friendly treatment reagent for oily wastewater. *Journal of Chongqing University (English Edition)*. 2010. Vol. 9. Issue 3. P. 133–138.
155. Azapagic A. Environmental Systems Analysis / Chapter 1 in Handbook of Environmental Engineering Book Editor(s): Myer Kutz. Hoboken, New Jersey USA: John Wiley & Sons, Inc., 2018. P. 1–12.
156. Rajibul Hasan Hard and Soft Systems Thinking. Publisher: Grin Verlag, 2013. ISBN: 9783656357148
157. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О. Методичні підходи до оцінки техногенного навантаження на екосистеми нафтовидобувних територій. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2019)* : збірник наукових праць (Вінниця, 25–27 вересня 2019 р.). Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 41.

158. Chien-Chiang Lee, Mei-Ping Chen, Wei Xu. Assessing the impacts of formal and informal regulations on ecological footprint. *Sustainable Development*. 2022. <https://doi.org/10.1002/sd.2295>.

159. Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Розроблення засад класифікації небезпечних критично важливих об'єктів із загрозою виникнення техногенних надзвичайних ситуацій. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 2019. № 6(2). С. 3–11. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3558940>.

160. Побережний Л. Я., Яворський А. В., Цих В. С., Станецький А. І., Грицанчук А. В. Підвищення рівня екологічної безпеки трубопровідних мереж нафтогазового комплексу України. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 2017. № 1. С. 24–31.

161. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Зінченко В. Ю., Луценко С. В., Бережна І. О., Янченко І. О. Оцінка ефективності розділення бурового шламу у полі дії відцентрових сил. *Гірничий вісник*. – Кривий Ріг: Криворізький національний університет, 2020. Вип. 108. С. 3–9.

162. Грищенко О. Л. Звіт з оцінки впливу на довкілля планованої діяльності Семиренківського газоконденсатного родовища. Реєстраційний номер справи про оцінку впливу на довкілля планованої діяльності 20187111203. 2018. С. 10, 132.

163. Ablieieva I., Plyatsuk L., Yanchenko I., Zinchenko V., Berezhna I., Lutsenko S., Prast A. E. Assessment of environmental safety of solid phase of drilling sludge after centrifusion separation. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2020. Vol. 8(2/2020). P. 3–11.

164. ТОВ «Геосинтез інженірінг». Witer II – інвертний емульсійний буровий розчин. Режим доступу: <http://gse.ua/produksiya/sistemi-promivalnikh-ridin/272-witer-ii-invertnij-emulsijnij-burovij-rozchin.html>

165. Helmy Q., Kardena E. Petroleum Oil and Gas Industry Waste Treatment; Common Practice in Indonesia. *Petroleum and Environmental Biotechnology*. 2015. Vol. 6, Issue 5. Article ID 10000241. <http://doi:10.4172/2157-7463.1000241>.

166. Pliatsuk L. D., Ablieieva I. Yu. System approach to oil production wastewater treatment. Water supply and wastewater disposal : Collective monograph. Lublin: Lublin University of Technology. 2018, P. 242–250.

167. Грунти. Методи лабораторного визначення фізичних властивостей : ДСТУ Б В.2.1-17:2009. [Чинний від 2010–10–01]. К.: Мінрегіонбуд України, 2010. IV, 34 с. (Національний стандарт України).

168. Якість ґрунту. Визначання сухої речовини та вологості за масою. Гравіметричний метод : ДСТУ ISO 11465-2001. [Чинний від 2003-01-01]. К.: Держстандарт України, 2002. IV, 5 с. (Національний стандарт України).

169. Дозиметр-радіометр МКС-05 “ТЕРРА-П”. Керівництво щодо експлуатування ВІСТ.412129.012 КЕ [Електронний ресурс]. Л.: ПП «НПЧП» Спаринг-Віст Центр», 2008. 55 с. Режим доступу: <http://ecotest.ua/wp-content/uploads/2014/09/Terra-P-Kerivnitstvo-shhodo-eksploatuvannya1.pdf> (дата звернення: 22.06.2020)

170. Ablieieva I., Plyatsuk L., Roi I., Chekh O., Gabbassova S., Zaitseva K., Lutsenko S. Study of the oil geopermeation patterns: a case study of ANSYS CFX software application for computer modeling. *Journal of Environmental Management*. 2021. Volume 287. Article ID 112347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112347>.

171. Bathurst R., Ho A., Siemens G. A column apparatus for investigation of 1–D unsaturated-saturated response of sand-geotextile systems. *Geotechnical Testing Journal*. 2007. Vol. 30(6). P. 433–441. <https://doi.org/10.1520/GTJ100954>.

172. Yang H., Rahardjo H., Wibawa B., Leong E. A soil column apparatus for laboratory infiltration study. *Geotechnical Testing Journal*. 2004. Vol. 27(4). P. 347–355. <https://doi.org/10.1520/GTJ11549>.

173. Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Fourth Edition) Editor(s): Eldor A., Academic Press, 2015, P. xvii–xix, ISBN 9780124159556, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.10000-3>.

174. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Трунова І. О., Яхненко О. М., Бережна І. О. Вплив біостимуляторів на мікробіологічний стан

нафтозабруднених ґрунтів. Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування». Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2021. № 1(23). С. 73–83.

175. Ablieieva I., Plyatsuk L., Berezhna I., Malovanyy M. Biotechnological Reclamation of Oil–Polluted Soils. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, Issue 2. P. 27–38. <https://doi.org/10.12912/27197050/133328>

176. VDI 4630-Fermentation of Organic Materials, Characterisation of the Substrates, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests. In VDI–Handbuch Energietechnik; Beuth Verlag GmbH: Berlin, Germany. 2006. 92 p. Available online: http://www.vdi.eu/uploads/tx_vdirili/pdf/2385990.pdf

177. USEPA. SW–846 Methods for the Analysis of Hazardous Waste; US Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2007. Available online: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium>.

178. Hjorth M., Christensen K. V., Christensen M. L., Sommer S. G. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2010. Vol. 30. P. 153–180.

179. Peters K., Hjorth M., Jensen L. S., Magid J. Carbon, nitrogen and phosphorus distribution in particle size-fractionated separated pig and cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*. 2011. Vol. 40. P. 224–232.

180. Popovic O., Hjorth M., Jensen S. L. Phosphorus, copper and zinc in solid and liquid fractions from separated pig slurry. *Environmental Technology*. 2012. Vol. 33. P. 2119–2131.

181. Ablieieva I., Plyatsuk L. The immobilization of heavy metals during drilling sludge utilization. *Environmental Technology & Innovation*. 2016. Vol. 6. P. 123–131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2016.08.004>.

182. Bruce E. D., Abusalih A. A., McDonald T. J., Autenrieth R. L. Comparing deterministic and probabilistic risk assessments for sites contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*.

Toxic/hazardous substances and environmental engineering. 2007. Vol. 42(6). P. 697–706. <https://doi.org/10.1080/10934520701304328>.

183. Tao Z., Liu X., Chen H., Chen Z. Group decision making with fuzzy linguistic preference relations via cooperative games method. *Computers & Industrial Engineering*. 2015. Vol. 83. P. 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.cie.2015.02.016>.

184. John A., Nwaoha T. C., Kpangbala T. M. A collaborative modelling of ship and port interface operations under uncertainty. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part M: *Journal of Engineering for the Maritime Environment*. 2017. Vol. 231(1). P. 165–176. <https://doi.org/10.1177/1475090216629704>.

185. John A., Yang Z., Riahi R., Wang J. A risk assessment approach to improve the resilience of a seaport system using Bayesian networks. *Ocean Engineering*. 2016. Vol. 111. P. 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2015.10.048>.

186. Wu Zhendong, Xu Huijuan, Chen Mei. Risk Assessment of Oil and Gas Drilling Engineering Cooperation Project Based on Fuzzy Comprehensive Evaluation. *Proceedings of the 7th International Conference on Innovation & Management*. 2010. P. 1662–1667.

187. Gao Weidong, Wu Qingzhong, Wu Jiangfeng. Engineering Program Risk Assessment Based on Fuzzy Comprehensive Evaluation [J]. *Energy Technology and Management*. 2006. Vol. 4. P. 67–68.

188. Xu Yang. Application of Equal Risk Curve Method in Engineering Project Risk Assessment [J]. *Journal of Southwest University*. 2007. Vol. 1. P. 119–121.

189. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Liu T., Berezhna I. O., Yanchenko I. O. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons during decontamination of oil-polluted soils: the power of electronic bioinformatics databases. 2022

190. Bertelli C., Laird M. R., Williams K. P. et al. Island Viewer 4: expanded prediction of genomic islands for larger-scale datasets. *Nucleic Acids Research*. 2017. Vol. 45, No. W1. P. W30–W35.

191. Caspi R., Billington R., Fulcher C. A., Keseler I M., Kothari A., Krummenacker M., et al. The MetaCyc database of metabolic pathways and enzymes. *Nucleic Acids Research*. 2018. Vol. 46, No. 1. P. D633–D639.
192. Kanehisa M., Furumichi M., Tanabe M., Sato Y., Morishima K. KEGG: new perspectives on genomes, pathways, diseases and drugs. *Nucleic Acids Research*. 2017. Vol. 45, No. D1. P. D353–D361.
193. Ogden F.L., Lai W., Steinke R. C., Zhu J., Talbot C. A., Wilson J. L. A new general 1-D vadose zone flow solution method. *Water Resources Research*. 2015. Vol. 51(6). P. 4282–4300. <https://doi.org/10.1002/2015wr017126>.
194. Flowers T. C., Hunt J. R. Viscous and gravitational contributions to mixing during vertical brine transport in watersaturated porous media. *Water Resources Research*. 2007. Vol. 43(1). Article ID W01407. <https://doi.org/10.1029/2005WR004773>.
195. Ablieieva I., Plyatsuk L., Burla O., Chekh O., Enrich-Prast A. Theoretical Substantiation of Mathematical Models of Oil Filtration Through a Porous Medium. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2022. P. 571–581.
196. Uddin M. I., Karim M. M. Application of volume of fluid (VOF) method for prediction of wave generated by flow around cambered hydrofoil. *Procedia Engineering*. 2017. Vol. 194. P. 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.08.120>.
197. ANSYS, C., 2012. User's Guide–14. ANSYS Inc., New York.
198. Ivanov A. Yu., Kucheiko A. A., Filimonova N. A., Kucheiko A. Yu., Evtushenko N. V., Terleeva N. V., Uskova A. A. Time-spatial distribution of film pollution in the Black and Caspian Seas according to the space radar data: a comparative analysis. *Earth Study from Space*. 2017. Issue 2. P.13–25.
199. Transportation Research Board and National Research Council. Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. Washington, DC: The National Academies Press. 2003. <https://doi.org/10.17226/10388>.
200. Hamzayev Kh. M. Modeling the spreading of oil film on the sea surface. *Applied mechanics and technical physics*. 2009. Vol. 50. Issue 3. P. 127–130.

201. Kapustka L. A., Clements W. H., Ziccardi L., Paquin P. R., Sprenger M., Wall D. Issue paper on the ecological effects of metals, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2004.
202. Crane M., Kwok K. W. H., Wells C., Whitehouse P., Lui G. C. S. Use of field data to support European water framework directive quality standards for dissolved metals. *Environmental Science & Technology*. 2007. Vol. 41 (14). P. 5014–5021.
203. Singer M., Aurand D., Bragin G., Clarks J., Coelho G., Sowby M., Tjeerdema R. Standardization of the preparation and quantitation of water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. *Marine Pollution Bulletin*. 2000. Vol. 40. P. 1007–1016.
204. Dupuis A., Ucan-Marin F. A literature review on the aquatic toxicology of petroleum oil: An overview of oil properties and effects to aquatic biota. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Res. Doc. 2015, 52 p.
205. Zeng B., Luo Z., Wei J. Sea Water Pollution Assessment Based on Ensemble of Classifiers. 2008 *Fourth International Conference on Natural Computation*. 2008. P. 241–245. <https://doi.org/10.1109/ICNC.2008.218>.
206. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю., Габбасова С. М., Аблеев А. Г., Сипко И. А. Анализ источников антропогенного воздействия на природную среду Каспийского моря. *Екологічна безпека*. 2018. № 2 (26). С. 49–58.
207. Sohbi B., Meakaff M., Emtir M., Elgarni M. The Using of Mixing Amines in an Industrial Gas Sweetening Plant. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. 2007. P. 301–305.
208. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Vaskin R. A., Yeskendirov M. Z., Hurets L. L. Mathematical modeling of gas-cleaning equipment with a highly developed phase contact surface. *Journal of Engineering Sciences*. 2018. Vol. 5. Issue 2. P. F19–F24.
209. Plyatsuk L., Chernysh Y., Ablieieva I., Burla O., Hurets L. Research into biotechnological processes of plant S-nutrition stimulation by the products of phosphogypsum disposal in gas cleaning systems. *Eastern-European Journal of*

Enterprise Technologies. 2018. Vol. 3, Issue 10 (93). P. 6–14.
<http://dx.doi.org/10.15587/1729-4061.2018.132240>.

210. Mehtiyev A. Sh., Gul A. K. Technogenic pollution of the Caspian Sea. Baku: Elm. 2006, 220 p.

211. Gul A. K., Faradzheva L. N. On the distribution of technogenic impurities in the Northern Caspian. *Caspian Bulletin*. 2010. Issue 3. P. 35–41.

212. Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Аблєєва І. Ю. SWOT–аналіз технологій захисту гідросфери у нафтовидобувній галузі. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: матеріали ІХ Міжнародної наукової конференції молодих вчених (Харків, 25–26 листопада 2021 р.)*. Харків : ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2021. С. 169–171.

213. ЗВІТ з оцінки впливу на довкілля планової діяльності по об'єкту: Нове будівництво АЗС з пунктом сервісного обслуговування водіїв та пасажирів і АГЗП зі знесенням існуючих будівель і споруд по вул. Космічній, 32 А в м. Дніпро. Тернопіль : ПП «Моноліт-ПРОЄКТ», 2019. 202 с.
<https://adm.dp.gov.ua/storage/app/media/EKOLOGIA/zviti/ust-kos-zvit-ovd-3092019.pdf>

214. Malovanyu M., Bordun I., Ablieieva I., Krusir H., Sahdeeva O. Synthesis of activated carbon from plant raw materials by a self-activation modified method. *Materials Science Forum*. Switzerland: Trans Tech Publications Ltd, 2021. Vol. 1038. P. 266–275.

215. Дейниченко Г. В., Гузенко В. В., Омельченко О. В., Перекрест Н. Г., Пронькин Ю. В. Сучасні процеси водопідготовки та водоочищення. *Обладнання та технології харчових виробництв*. 2016. Вип. 34. С. 55–63.

216. Plyatsuk L. D., Chernysh Y. Y., Ablieieva I. Y., Kozii I. S., Balintova M., Matiash Y. O. Sulfur utilization in the systems of biological wastewater denitrification. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2018. Vol. 5, Issue 1. P. H7–H15.

217. Аблєєва І. Ю., Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Луценко С. В. Технології захисту гідросфери від нафти та нафтопродуктів. *Галузеві проблеми*

екологічної безпеки – 2021: збірка матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих вчених (Харків, 27 жовтня 2021 р.). Харків : ХНАДУ, 2021. С. 34–36.

218. Німець Н. М. Підвищення екологічної безпеки повернення супутньопластових вод в надра нафтогазоконденсатних родовищ з вилученням йоду. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». Харків : Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», 2019. 199 с.

219. Павлюх Л. І. Удосконалення технології сорбційного очищення нафтовмісних стоків. *Нафтогазова галузь України*. 2013. № 1. С. 46–48.

220. Спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій Пат. 146525 Україна: МПКС02F 101/32 (2006.01) С02F 11/12 (2019.01) E21B 21/06 (2006.01). №и 2020 06531; заявл. 2020–10–09; опубл. 2021–02–24, Бюл. № 8. – 4 с.

221. Луценко С. В., Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Інтенсифікація та посилення показника ефективності розділення бурових шламів у полі дії відцентрових сил. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали VIII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 20–23 квітня 2021 р.). Суми : Сумський державний університет, 2021. С. 136.

222. Plyatsuk L. D., Chernysh Y. Y., Ablicieva I. Y., Yakhnenko O. M., Bataltsev E. V., Balintova M., Hurets L. L. Remediation of Soil Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2019. Volume 6, Issue 1. P. H1–H8.

223. Аблєєва І. Ю., Бартош Е. Ю., Боруха О. Р. Інноваційні підходи до утилізації бурових стічних вод. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2020*: матеріали XXIII Міжнародної науково-практичної конференції (Харків, 17–18 грудня 2020 р.). Харків : Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 15–17.

224. Babken M. B., Chudnova T. A., Shapovalov D. A. Environmental justification of the use of drill cuttings in the soil. *International agricultural journal*. 2019. № 1. P. 50–55.

225. Cannon R. W., MI-Swaco, Dale Martin. Reduction of Synthetic Based Fluid Discharges Offshore by the Use of Vertical Basket Centrifuges. Society of Petroleum Engineers Inc., 2001.

226. Шкоп А. О. Закономірності процесів розділення шламових вод з полідисперсною твердою фазою в осаджувальних центрифугах: дисертація ... канд. техн. наук, спец.: 05.17.08 – процеси та обладнання хімічної технології; наук. керівник М.А. Цейтлін. Суми: СумДУ, 2017. 136 с.

227. Луценко С. В., Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Янченко І. О. Підвищення ефективності розділення бурового шламу у полі дії відцентрових сил з використанням температурного впливу. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 9–10 лютого 2021 р.). Львів : Західно–Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 149.

228. Сіпко І. О., Аблєєва І. Ю. Методичні підходи до створення консорціумів нафтодеструктивних мікроорганізмів. *Галузеві проблеми екологічної безпеки* : матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів (Харків, 19 жовтня 2018 р.). Харків: ХНАДУ, 2018. С. 165–166.

229. Al-Thukair A. A., Malik K. Pyrene metabolism by the novel bacterial strains *Burkholderia fungorum* (T3A13001) and *Caulobacter* sp (T2A12002) isolated from an oil-polluted site in the Arabian Gulf. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 2016. Vol. 110. P. 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.02.005>.

230. Abed R. M. M., Al-kharusi S., Al-hinai M. Effect of biostimulation, temperature and salinity on respiration activities and bacterial community composition

in an oil polluted desert soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2015. Vol. 98. P. 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.11.018>.

231. Аблеєва І. Ю., Сіпко І. О. Фітотоксичне випробування рівня екологічної небезпеки нафтозабруднених ґрунтів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали V Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції (Суми, 17–20 квітня 2018 р.). Суми: Сумський державний університет, 2018. С. 149.

232. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю. Использование биодеструкторов для снижения содержания нефтепродуктов в почве. *Экология и промышленность*. 2018. № 1. С. 69–76.

233. Brzecz J., Kaszycki P. Aerobic bacteria degrading both n-alkanes and aromatic hydrocarbons: an undervalued strategy for metabolic diversity and flexibility. *Biodegradation*. 2018. Vol. 29 (4). P. 359–407. <https://doi.org/10.1007/s10532-018-9837-x>

234. Wu M. L., Ye X. Q., Chen K. L., Li W., Yuan J., Jiang X. Bacterial community shift and hydrocarbon transformation during bioremediation of short-term petroleum-contaminated soil. *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 223. P. 657–664.

235. Spini G., Spina F., Pol A., Blieux A.-L., Regnier T., Gramellini C., Varese G. C., Puglisi E. Molecular and Microbiological Insights on the Enrichment Procedures for the Isolation of Petroleum Degrading Bacteria and Fungi. *Frontiers in Microbiology*, 2018. Vol. 9. Article ID 2543 [online]. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2018.02543/full>.

236. Das N., Chandran P. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overview. *Biotechnology Research International*. 2011. Vol. 2011. Article ID 941810. <https://doi.org/10.4061/2011/941810>.

237. Möller K. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2015. Vol. 35. P. 1021–1041. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>.

238. Nkoa R. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2014. Vol. 34. P. 473–492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>.
239. Wysocka-Czubaszek A. Dynamics of Nitrogen Transformations in the Soil Fertilized with Digestate from Agricultural Biogas Plant. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20(1). P. 108–117. <https://doi.org/10.12911/22998993/93795>.
240. Kuusik A., Pachel K., Kuusik A., Loigu E. Possible agricultural use of digestate. *Proceeding of the Estonian Academy of Science*. 2017. Vol. 66(1). P. 64–74. <https://doi.org/10.3176/proc.2017.1.10>
241. Gielnik A., Pechaud Y., Huguenot D., Cébron A., Riom J., Guibaud G., Esposito G., Hullebusch E. D. Van. Effect of digestate application on microbial respiration and bacterial communities' diversity during bioremediation of weathered petroleum hydrocarbons contaminated soils. *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 670. P. 271–281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.176>.
242. Ablieieva I. Y. Bioremediation of oil-contaminated soils using anaerobic digestate. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го міжнародного конгресу (Львів, 23–25 вересня 2020 р.). Львів : Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 133.
243. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D., Prast A. E., Geletukha G., Lutsenko S., Yanchenko I., Carraro G. Technologies for Environmental Safety Application of Digestate as Biofertilizer. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, Issue 3. P. 106–119.
244. Бережна І. О., Бережний Д. М., Аблеєва І. Ю. Промислова цінність дигестату як побічного продукту метаногенезу. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали VIII Міжнародної наукової конференції молодих вчених (Харків, 26–27 листопада 2020 р.). Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 217–219.

245. Mangwandi C., JiangTao L., Albadarin A. B., Allen S. J., Walker G. M. The variability in nutrient composition of Anaerobic Digestate granules produced from high shear granulation. *Waste Management*. 2013. Vol. 33 (1). P. 33–42.
246. Ablieieva I. Yu., Geletukha G. G., Kucheruk P. P., Enrich–Prast A., Carraro G., Berezhna I. O., Berezhnyi D. M. Digestate Potential to Substitute Mineral Fertilizers: Engineering Approaches. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9(1). P. H1–H10, [https://doi.org/10.21272/jes.2022.9\(1\).h1](https://doi.org/10.21272/jes.2022.9(1).h1).
247. Vaneckhaute C., Zeleke A. T., Tack F. M. G., Meers E. Comparative Evaluation of Pre-treatment Methods to Enhance Phosphorus Release from Digestate. *Waste and Biomass Valorization*. 2017. Vol. 8(3). P. 659–667.
248. Akhiar A., Guilayn F., Torrijos M., Battimelli A., Shamsuddin A. H., Carrere H. Correlations between digestate composition and process conditions allow to better characterize the liquid fraction of full-scale digestates. *Energies*. 2021. Vol. 14 (4). P. 1–24. <https://doi.org/10.3390/en14040971>.
249. Popovic O., Gioelli F., Dinuccio E., Rollè L., Balsari P. Centrifugation of digestate: The effect of chitosan on separation efficiency. *Sustainability (Switzerland)*. 2017. Vol. 9(12). P. 1–9.
250. Аблеєва І. Ю., Бережна І. О., Бережний Д. М. Екологічна безпека та якість дигестату як біодобрива. *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія/Ecology–2021)* : збірник наукових праць (Вінниця, 22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021. С. 334–335.
251. Chatsungnoen T., Chisti Y. Chapter 11 – Flocculation and electroflocculation for algal biomass recovery, Editor(s): Ashok Pandey, Jo–Shu Chang, Carlos Ricardo Soccol, Duu–Jong Lee, Yusuf Chisti, In *Biomass, Biofuels, Biochemicals, Biofuels from Algae (Second Edition)*, Elsevier, 2019. P. 257–286. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64192-2.00011-1>.
252. Capdevielle A., Sykorova E., Biscans B., et al. Optimization of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewater–Determination of the

optimal process parameters. *Journal of Hazardous Materials*. 2013. Vol. 244–245. P. 357–369. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.054>.

253. Bachmann S., Uptmoor R., Eichler-Löbermann B. Phosphorus distribution and availability in untreated and mechanically separated. *Scientia Agricola*. 2015. Vol. 73, Issue 1. P. 9–17.

254. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D. Ecological and technological aspects of production of granular biofertilizer from digestate. *Екологія. Довкілля. Енергозбереження: матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю (Полтава, 2–3 грудня 2021 р.)*. Полтава : НУПП, 2021. С. 5–8.

255. Ablieieva I. Yu., Artyukhova N., Krmela J., Malovanyu M., Berezhnyi D. Parameters and Operating Modes of Dryers in terms of Minimizing Environmental Impact and Achieving the Sustainable Development Goals. *Drying technology*. 2022. Vol. 40, Issue 8. P. 1598–1608.

256. Пляцук Л. Д., Черниш Є. Ю., Яхненко О. М., Аблєєва І. Ю., Макаренко Н. О., Чубур В. С. Розвиток екологічно безпечних технологій конверсії фосфорвмісної сировини природнього та техногенного походження. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2018. № 1(20), Том 1. С. 135–139.

257. Rahman K. M., Edwards D. J., Melville L., El-Gohary H. Implementation of Bioenergy Systems towards Achieving United Nations' Sustainable Development Goals in Rural Bangladesh. *Sustainability*. 2019. Vol. 11(14). Article ID 3814. <https://doi.org/10.3390/su11143814>.

258. Dada O., Mbohwa C. Energy from waste: A possible way of meeting goal 7 of the sustainable development goals. *Materials Today: Proceedings*. 2018. Vol. 5(4). P.10577–10584. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.12.390>.

259. Pawlita-Posmyk M., Wzorek M. Biogas production from the perspective of sustainable development. *Economic and Environmental Studies (E&ES)*. 2018. Vol. 18(3). P.1043–1057. <https://doi.org/10.25167/ees.2018.47.1>.

260. Prasad S., Keitsch M., Shakya S., Fulford D. Waste to energy in Kathmandu Nepal – A way toward achieving sustainable development goals. *Sustainable Development*. 2021. Vol. 29, Issue 5. P. 906–914. <https://doi.org/10.1002/sd.2183>.

261. Tóth G., Hermann T., da Silva M. R., Montanarella L. Monitoring soil for sustainable development and land degradation neutrality. *Environmental monitoring and assessment*. 2018. Vol. 190. Article ID 57. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6415-3>.

262. J Janerson Jose Coelho, Aoife Hennessy, Imelda Casey, Caio Roberto Soares Bragança, Tony Woodcock, Nabla Kennedy. Biofertilisation with anaerobic digestates: A field study of effects on soil microbial abundance and diversity. *Applied Soil Ecology*. 2020. Vol. 147. Article ID 103403. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103403>.

263. Lhotský O, Krákorová E., Linhartová L., Křesinová Z., Steinová J., Dvořák L., Rødsand T., Filipová A. Kroupová K., Wimmerová L., Kukačka J., Cajthaml T. Assessment of biodegradation potential at a site contaminated by a mixture of BTEX, chlorinated pollutants and pharmaceuticals using passive sampling methods – Case study. *Science of The Total Environment*. 2017. Vol. 607–608. P. 1451–1465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.193>.

264. Pathak A., Chauhan A., Blom J. et al. Comparative Genomics and Metabolic Analysis Reveals Peculiar Characteristics of *Rhodococcus opacus* Strain M213 Particularly for Naphthalene Degradation. *PLOS ONE*. 2016. Vol. 11(8). Article ID e0161032. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161032>.

265. Ablieieva I. Theoretical substantiation of the petroleum hydrocarbons destruction by specific microflora using anaerobic digestate. *Environmental problems*. 2020. Vol. 5, Issue 4. P. 191–201. <https://doi.org/10.23939/ep2020.04.191>.

266. Auffret M. D., Yergeau E., Labbe D. et al. Importance of *Rhodococcus* strains in a bacterial consortium degrading a mixture of hydrocarbons, gasoline, and diesel oil additives revealed by metatranscriptomic analysis. *Applied Microbiology*

Biotechnology. 2015. Vol. 99. P. 2419–2430. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6159-8>.

267. Godheja J., Shekhar S. K., Satyanarayan G. N. V. et al. Antibiotic and Heavy Metal Tolerance of Some Indigenous Bacteria Isolated From Petroleum Contaminated Soil. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2017. Vol. 6(3). P. 194–211. <https://doi.org/10.20546/ijemas.2017.603.021>.

268. Shankar S., Kansrajh C., Dinesh M. G., Satyan R. S., Kiruthika S., Tharanipriya A. Application of indigenous microbial consortia in bioremediation of oil-contaminated soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2014. Vol. 11. P. 367–376. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0366-1>.

269. Корецька Н. І. Біотехнологія поверхнево-активних продуктів штаму *Rhodococcus erythropolis* Au-1, властивості та застосування. Дис. на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 03.00.20 – біотехнологія. Львів, 2020. 159 с.

270. Deveryshetty J., Phale P. S. Biodegradation of phenanthrene by *Alcaligenes* sp. strain PPH: partial purification and characterization of 1-hydroxy-2-naphthoic acid hydroxylase. *FEMS Microbiology Letters*. 2010. Vol. 311(1). P. 93–101. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2010.02079.x>.

271. Dueholm M. S., Albertsen M., D'Imperio S. et al. Complete genome of *Rhodococcus pyridinivorans* SB3094, a methyl-ethylketone-degrading bacterium used for bioaugmentation. *Genome Announcements*. 2014. Vol. 2(3). Article ID e005250-14. <https://doi.org/10.1128/genomeA.00525-14>.

272. Nwogu T. P., Azubuiké C. C., Ogugbue C. J. Enhanced Bioremediation of Soil Artificially Contaminated with Petroleum Hydrocarbons after Amendment with *Capra aegagrus hircus* (Goat) Manure. *Biotechnology Research International*. 2015. Article ID 657349. <https://doi.org/10.1155/2015/657349>.

273. Okafor C. P., Udemang N. L., Chikere C. B., Akaranta O., Ntushelo K. Indigenous microbial strains as bioresource for remediation of chronically polluted Niger delta soils. *Scientific African*. 2021. Vol. 11. Article ID e00682. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00682>

274. Jahir A. K., Syed H. A. R. Isolation and characterization of microorganism from oil contaminated sites. *Advances in Applied Science Research*. 2011. Vol. 2(3). P. 455–460.
275. Kidibule P. E., Sosovelem E. M., Mshandetem A. M. Isolation and Identification of Microorganisms from Crude Oil Contaminated Soils of Dar es Salaam, Tanzania. *British Biotechnology Journal*. 2014. Vol. 4(8). P. 918–931. <https://doi.org/10.9734/BBJ/2014/11780>.
276. Jussila M. M., Zhao J., Suominen L. et al. TOL plasmid transfer during bacterial conjugation in vitro and rhizoremediation of oil compounds in vivo. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 146(2). P. 510–524.
277. Rajaei S., Seyedi S. M., Raiesi F. et al. Characterization and Potentials of Indigenous Oil–Degrading Bacteria Inhabiting the Rhizosphere of Wild Oat (*Avena Fatua* L.) in South West of Iran. *Iran Journal of Biotechnology*. 2013. Vol. 11(1). P. 32–40. <https://doi.org/10.5812/ijb.9334>.
278. Iyobosa E., Fang Z. S., Jun N. H., Jiehao, S., Gang M. X. Development of a robust bacterial consortium for petroleum hydrocarbon degradation. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2021. Vol. 30(3). P. 2356–2367.
279. Yan P., Lu M., Yang Q. Oil recovery from refinery oily sludge using a rhamnolipid biosurfactant-producing *Pseudomonas*. *Bioresource Technology*. 2012. Vol. 116. P. 24–28.
280. Niazy Z., Hassanshahian M., Ataei A. Isolation and characterization of diesel–degrading *Pseudomonas* strains from diesel–contaminated soils in Iran (Fars province). *Pollution*. 2016. Vol. 2 (1). P. 67–75. <https://doi.org/10.7508/pj.2016.01.00>.
281. Dean-Ross D., Moody J., Cerniglia C. E. Utilization of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated sediment. *FEMS Microbiology Ecology*. 2002. Vol. 41 (1). P. 1–7. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(02\)00198-8](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(02)00198-8).
282. Heydarnezhad F., Hoodaji M., Shahriarinour M., Tahmourespour A., Shariati S. Optimizing toluene degradation by bacterial strain isolated from oil-polluted

soils. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2018. Vol. 27(2). P. 655–663. <https://doi.org/10.15244/pjoes/75811>.

283. Brown D. M., Okoro S., Gils J. Van, Spanning R. Van, Bonte M., Hutchings T., Linden O., Egbuche U., Bye K., Smith J.W.N. Science of the Total Environment Comparison of landfarming amendments to improve bioremediation of petroleum hydrocarbons in Niger Delta soils. *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 596–597. P. 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.072>.

284. Спосіб біоремедіації нафтозабруднених об'єктів / Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Бережна І. О., Габбасова С. М. Пат. 146472 Україна, МПК (2006.01) B09C 1/10, заявник та патентовласник Сумський державний університет. – № u202005565, заявл. 27.08.2020, опубл. 24.02.2021, бюл. № 8. – 4 с.

285. Х. Фон-Квильфельт С., Доммаснес А. Предложения по выработке индикаторов и целевых показателей качества окружающей среды для Баренцева моря, Отчет по результатам проекта в рамках Программы управления для Баренцева моря, 2005.

286. Chao Peng, Xinguo Zhao and Guangxu Liu. Noise in the Sea and Its Impacts on Marine Organisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2015. Vol. 12. Article ID 12304. <https://doi.org/10.3390/ijerph121012304>.

287. ЗВІТ з оцінки впливу на довкілля Продовження видобування на Монастирищенському родовищі корисних копалин (нафта, газ, розчинений у нафті, супутні корисні компоненти: етан, пропан, бутани). Київ, 2019. 125 с.

288. Muller K. A., Esfahani S. G., Chapra S. C., Ramsburg C. A. Transport and Retention of Concentrated Oil-in-Water Emulsions in Porous Media. *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52. P. 4256–4264. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06012>.

289. Siemens G. A., Peters S. B., Take W. A. Comparison of confined and unconfined infiltration in transparent porous media. *Water Resources Research*. 2013. Vol. 49. P. 851–863. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20101>.

290. Ryazanov A., Sorbie K., van Dijke M. Structure of residual oil as a function of wettability using pore–network modelling. *Advances in Water Resources*. 2014. Vol. 63. P. 11–21.

291. Rabbani H. S., Joekar-Niasar V., Pak T., Shokri N. New insights on the complex dynamics of two-phase flow in porous media under intermediate wet conditions. *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. Article ID 4584. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04545-4>.

292. Datta S. S., Dupin J.-B., Weitz D. A. Fluid breakup during simultaneous two-phase flow through a three-dimensional porous medium. *Physics of Fluids*. 2014. Vol. 26. Article ID 062004. <https://doi.org/10.1063/1.4884955>.

293. Cai J.-C. A fractal approach to low velocity non-Darcy flow in a low permeability porous medium. *Chinese Physics B*. 2014. Vol. 23(4). Article ID 044701. <https://doi.org/10.1088/1674-1056/23/4/044701>.

294. Xiao J., Wang Y., Shi P., Yang L., Chen L.-D. Potential effects of large linear pipeline construction on soil and vegetation in ecologically fragile regions. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2014. Vol. 186(11). P. 8037–8048. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3986-0>.

295. Sun T. Y., Bornhöft N. A., Hungerbühler K., Nowack B. Dynamic Probabilistic Modeling of Environmental Emissions of Engineered Nanomaterials. *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50(9). P. 4701–4711. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05828>.

296. Аблєєва І. Ю. Техногенні ризики, що асоціюються з нафтовидобувною діяльністю. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 10–11 лютого 2022 р.). Київ : Яроченко Я. В., 2022. С. 64.

297. Norwegian Oil and Gas recommended guidelines on a common model for safe job analyses (SJA): Norwegian Oil and Gas Association, 2017. 21 p.

298. Аблєєва І. Ю. Моделювання безпеки системи процесу видобування нафти для навколишнього середовища. Подолання екологічних ризиків та загроз

для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022: колективна монографія. Полтава – Львів: НУПП імені Юрія Кондратюка, НУ «Львівська політехніка». Дніпро : Середняк Т. К., 2022. С. 156–167.

299. Ablieieva I., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O., Krasulia B. Scientific and methodological approaches to assessing the safety of oil production complexes as potentially dangerous objects. *Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»*. 2022. Vol. 11(1/2022). P. 8–17.

300. Говдяк Р. М. Підвищення ефективності магістральних газопроводів на пізній стадії експлуатації : дис. ... д-ра техн. наук: 05.15.13. Івано-Франківськ. 2008.

301. Бандурян Б. Б., Ковалевський В. В., Цвайгов Д. Л. Критерії оцінки стану безпеки. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». 2021. № 10(2). С. 10–16. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2021.2.2>.

ДОДАТКИ ДОДАТОК А

Список опублікованих праць за темою дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

Монографії

1. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Системний підхід до підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних територій : монографія. Суми : СумДУ, 2021. 275 с.

Здобувачці належать розділи 1, 2, 3, 5 та 6, що стосуються аналізу джерел екологічної небезпеки для довкілля під час видобування нафти, способів поводження з відходами нафтового видобування, екологічними проблемами поводження з рідкими відходами буріння свердловин, біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів та оцінювання екологічного ризику від забруднення нафтою та нафтопродуктами внаслідок аварійних ситуацій.

2. Pliatsuk L. D., Ablieieva I. Yu. System approach to oil production wastewater treatment. *Water supply and wastewater disposal* : collective monograph. Lublin : Lublin University of Technology, 2018. P. 242–250.

Здобувачці належить розділ, що стосується дослідження поводження з буровими стічними водами, зокрема, щодо встановлення оптимальної дози коагулянта та флокулянта для інтенсифікації процесу очищення рідких відходів.

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

3. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Фізико-хімічні закономірності забруднення ґрунту вуглеводневими фракціями нафти. *Екологічні науки* : науково-практичний журнал. 2017. № 18–19. С. 35–42.

Здобувачка визначила ступінь токсичності забруднювальних речовин для біоти залежно від кількості рухомих форм токсиканта та проаналізувала основні фактори впливу на геофільтрацію нафти в ґрунті.

4. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю. Использование биодеструкторов для снижения содержания нефтепродуктов в почве. *Екологія та промисловість*. 2018. № 1. С. 69–76.

Здобувачка оцінила здатність деяких штамів бактерій, дріжджів та міцелярних грибів до деструкції нафтових вуглеводнів за рахунок залучення до метаболічних процесів та змін ферментативної активності. Дослідила динаміку біодеструкції нафтопродуктів у ґрунті після аварійних розливів нафти.

5. Пляцук Л. Д., Черниш Є. Ю., Яхненко О. М., Аблеєва І. Ю., Макаренко Н. О., Чубур В. С. Развитие екологічно безпечних технологій конверсії фосфоровмісної сировини природного та техногенного походження. *Екологічні науки : науково-практичний журнал*. 2018. № 1 (20), т. 1. С. 135–139.

Здобувачка проаналізувала можливі шляхи біохімічного способу утилізації фосфогіпсу на підставі визначення еколого-трофічних груп мікроорганізмів, задіяних у процесах біовилуговування.

6. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Yu., Gabbasova S. M., Mamutova A. A. System approach to the assessment of anthropogenic impact on marine ecosystems during oil production activities. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3, No. 3. P. 157–166.

Здобувачка на основі інтегрально-диференціального підходу обґрунтувала значний та помірний ступінь впливу для етапів буріння свердловини й видобування нафти, а також незначний вплив для сейсмозвідки та виведення з експлуатації.

7. Plyatsuk L. D., Gabbasova S. M., Ablieieva I. Yu., Mamutova A. A. Analysis of technogenic load of oil and gas production on Caspian Region. *Journal of Engineering Sciences*. 2018. Vol. 5, Issue 2. P. H9–H17.

Здобувачка застосувала комплексний аналіз екологічно деструктивних факторів процесу нафтовидобування на природні комплекси, зокрема, впливу

хімічного забруднення водою нафтовими вуглеводнями на місцеві гідробіоти із використанням методів математичного моделювання розтікання нафтових плівок на поверхні води з метою прогнозування зони впливу.

8. Пляцук Л. Д., Аблеева И. Ю., Габбасова С. М., Аблеев А. Г., Сипко И. А. Анализ источников антропогенного воздействия на природную среду Каспийского моря. *Екологічна безпека*. 2018. № 2 (26). С. 49–58.

Здобувачка комплексно оцінила ступінь забруднення морської акваторії за показниками ансамблевої оцінки та індексу забруднення води. Дослідила закономірності забруднення об'єктів довкілля в результаті нафтовидобувної діяльності.

9. Plyatsuk L. D., Chernysh Y. Y., Ablieieva I. Y., Yakhnenko O. M., Bataltsev E. V., Balintova M., Hurets L. L. Remediation of Soil Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2019. Vol. 6, Issue 1. P. H1–H8.

Здобувачка визначила порівняння ефективності оброблення ґрунту, забрудненого важкими металами. Методами математичної статистики довела кореляційні зв'язки динаміки значень окиснювальної здатності біомаси для ґрунтового біому та швидкості окиснення субстрату в часі для оброблення різними дозами біокомпозиту.

10. Ablieieva I. Theoretical substantiation of the petroleum hydrocarbons destruction by specific microflora using anaerobic digestate. *Environmental problems*. 2020. Vol. 5, No. 4. P. 191–201.

11. Ablieieva I., Plyatsuk L., Yanchenko I., Zinchenko V., Berezhna I., Lutsenko S., Prast A. Assessment of environmental safety of solid phase of drilling sludge after centrifusion separation. *Technogenic and Ecological Safety : Scientific and technical journal*. 2020. Vol. 8 (2/2020). P. 3–11.

Здобувачка експериментально підтвердила гіпотезу про збільшення концентрації елементів, характерних для гірських порід, та, навпаки,

зниження концентрації хімічних елементів, що входять до складу бурового розчину й перейдуть до рідкої фази після розділення в центрифугі.

12. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Зінченко В. Ю., Луценко С. В., Бережна І. О., Янченко І. О. Оцінка ефективності розділення бурового шламу у полі дії відцентрових сил. *Гірничий вісник*. Кривий Ріг : Криворізький національний університет, 2020. Вип. 108. С. 3–9.

Здобувачка визначила науково обґрунтовані закономірності процесу осушення бурового шламу в осушувачі ОВШ-950, що дозволяє інтенсифікувати процес залежно від природи бурового розчину, використовуваного в процесі буріння.

13. Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Трунова І. О., Яхненко О. М., Бережна І. О. Вплив біостимуляторів на мікробіологічний стан нафтозабруднених ґрунтів. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування* : науково-технічний журнал. Івано-Франківськ : ІФНТУНГ, 2021. № 1 (23). С. 73–83.

Здобувачка встановила й науково обґрунтувала, що використання дигестату біогазових установок як біостимулятора дозволяє покращити фізичні та водно-повітряні властивості ґрунту і є ефективним біостимулятором для підвищення біологічної активності мікроорганізмів за рахунок умісту макроелементів.

14. Ablieieva I., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O., Krasulia B. Scientific and methodological approaches to assessing the safety of oil production complexes as potentially dangerous objects. *Technogenic and Ecological Safety* : Scientific and technical journal. 2022. Vol. 11 (1/2022). P. 8–17.

Здобувачка встановила, що екологічний ризик є комбінацією ймовірності або частоти виникнення певної небезпеки та розміру наслідків такої події. Надала рекомендації організаційного та технологічного характеру щодо усунення або зниження ступеня ризику від аварійних ситуацій, пов'язаних із розливом нафти.

15. Ablieieva I. Yu., Geletukha G. G., Kucheruk P. P., Enrich-Prast A., Carraro G., Berezhna I. O., Berezhnyi D. M. Digestate Potential to Substitute Mineral Fertilizers: Engineering Approaches. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9 (1). P. H1–H10.

Здобувачка проаналізувала потенціал поживних речовин, органічного вуглецю та корисних мікроелементів у дигестаті, що дозволяє розглядати його як замітник мінеральних добрив і покращувач ґрунту. Визначила, що валоризація дигестату як добрива та біостимулятора вимагає управління й контролю якості.

16. Ablieieva I. Yu., Plyatsuk L. D., Liu T., Berezhna I. O., Yanchenko I. O. Decontamination of oil-polluted soils: Power of electronic bioinformatic databases. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2022. Vol. 9 (2). P. H9–H16.

Здобувачка розробила та науково обґрунтувала склад консорціуму нафтодеструктивних мікроорганізмів і співвідношення між ними для підвищення ефективності біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів, зокрема під час деградації поліциклічних ароматичних сполук.

Статті в наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях, що індексуються наукометричними базами даних Scopus і Web of Science

17. Plyatsuk L., Balintova M., Chernysh Y., Ablieieva I., Ablieiev O. The process of environmentally safe biochemical recycling of phosphogypsum. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2020. P. 843–852. **(Web of Science, Scopus)**.

Здобувачка проаналізувала основні еколого-біохімічні дослідження, різні механізми мікробіологічних досліджень, біохімічне моделювання для оцінювання продуктивності біомаси з фосфогіпсу. Розробила технологічну схему біологічного вилуговування рідкоземельних металів із відвалів фосфогіпсу.

18. Ablieieva I., Plyatsuk L., Berezhna I., Malovanyu M. Biotechnological Reclamation of Oil-Polluted Soils. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, Issue 2. P. 27–38. **(Scopus)**.

Здобувачка встановила закономірності біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів та порівняла ефективність деструкції нафтових вуглеводнів у разі впливу аборигенної мікрофлори та із застосуванням розробленого консорціуму мікроорганізмів (біоаугментації).

19. Ablieieva I., Plyatsuk L., Roi I., Chekh O., Gabbassova S., Zaitseva K., Lutsenko S. Study of the oil geopermeation patterns: a case study of ANSYS CFX software application for computer modeling. *Journal of Environmental Management*. 2021. Vol. 287. P. 112–347. **(Web of Science, Scopus)**.

Здобувачка встановила залежність розподілу концентрації нафти та швидкості проникнення через ґрунт, що повністю відображає достовірність експериментальних даних, у такий спосіб підтверджуючи верифікацію адекватності комп'ютерної моделі на основі програмного забезпечення ANSYS CFX.

20. Chernysh Y., Ablieieva I., Makarenko N., Plyatsuk L., Trunova I., Burla O. Investigation of the directions of using a hybrid composition bioproduct for detoxification of a soil ecosystem contaminated with heavy metals and oil products. *Biodiversity & Environment*. Prešov : University of Presov, 2021. Vol. 13, No. 1. P. 80–94.

Здобувачка здійснила порівняльну характеристику впливу різних органомінеральних складів на ступінь редуції рухомих форм важких металів та нафтових вуглеводнів у ґрунті. Запропонувала біопрепарат із зовнішнім покриттям із біорозкладної полімерної плівки, біомаси мікроорганізмів та мінеральної основи фосфогіпсу.

21. Malovanyu M., Bordun I., Ablieieva I., Krusir H., Sahdeeva O. Synthesis of activated carbon from plant raw materials by a self-activation modified method. *Materials Science Forum*. Switzerland : Trans Tech Publications Ltd, 2021. Vol. 1038. P. 266–275. **(Scopus)**.

Здобувачка встановила закономірності модифікованого методу самоактивації для синтезу активованого вугілля з рослинних відходів – вишневих кісточок та пшеничної соломи, зокрема, вплив температури синтезу на зміну питомої поверхні, об'єму мікро- та мезопор і середнього радіуса пор.

22. Ablieieva I., Plyatsuk L., Burla O., Chekh O., Enrich-Prast A. Theoretical Substantiation of Mathematical Models of Oil Filtration Through a Porous Medium. *Lecture Notes in Mechanical Engineering*. 2022. P. 571–581. (**Web of Science, Scopus**).

Здобувачка встановила швидкість фільтрації нафти через пористе середовище. Розробила модель стохастичного процесу геофільтрації вуглеводнів нафти, що передбачає отримання на виході залежних змінних рівня забруднення, глибини забруднення та межі нафтової плями, це дозволило спрогнозувати формування фронту забруднення й оцінити розмір зони забруднення.

23. Ablieieva I., Berezha I., Bereznyi D., Prast A. E., Geletukha G., Lutsenko S., Yanchenko I., Carraro G. Technologies for Environmental Safety Application of Digestate as Biofertilizer. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, Issue 3. P. 106–119. (**Scopus**).

Здобувачка запропонувала та науково обґрунтувала технологічну схему виробництва гранульованих добрив із дигестату, що можуть бути використані як біостимулятор. Установила, що використання фосфогіпсового в'язучого для виробництва органомінерального добрива сприяє переробленню фосфогіпсу в системі поводження з відходами.

24. Ablieieva I. Yu., Artyukhova N., Krmela J., Malovanyu M., Bereznyi D. Parameters and Operating Modes of Dryers in terms of Minimizing Environmental Impact and Achieving the Sustainable Development Goals. *Drying technology*. 2022. Vol. 40, Issue 8. P. 1598–1608. (**Web of Science, Scopus**).

Здобувачка запропонувала використання багатоступінчастих сушарок у псевдозрідженому шарі для сушіння гранульованого дигестату в технологічній схемі одержання гранульованих добрив та біостимулятора із дигестату.

Розробила відповідну технологічну схему із застосуванням альтернативних джерел енергії, зокрема біогазу.

Наукові праці, що засвідчують апробацію матеріалів дисертації

25. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Москаленко Д. Ю. Комплексний підхід до вирішення проблеми утилізації нафтових шламів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів ф-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 18–21 квітня 2017 р.). Суми : СумДУ, 2017. С. 150–151.

26. Ablieieva I., Plyatsuk L. Sustainable development principles in waste management of oil production. *STABICONsystems – 2017* : матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (Суми, 27–29 квітня 2017 р.) / редкол.: Г. О. Швіндіна, Д. О. Смоленніков, А. А. Іскаков. Суми : Сумський державний університет, 2017. С. 12.

27. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Екологічно безпечні технології ліквідації аварійних розливів нафти. *Сталий розвиток – погляд у майбутнє* : збірник матеріалів семінару (Львів, 15 вересня 2017 р.). Львів : НУ «Львівська політехніка», 2017. С. 37.

28. Ablieieva I. Yu., Pliatsuk L. D. Complex approach to drilling fluids wastewater treatment. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг* : матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «*Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, construction, operation and monitoring*» : proceedings of the II International Scientific-Practical Conference / уклад.: Д. Орачевська, О. Бобуш (Львів, 18–20 жовтня 2017 р.). Львів : ЗУКЦ, 2017. С. 5–7.

29. Аблєєва І. Ю., Сіпко І. О. Фітотоксичне випробування рівня екологічної небезпеки нафтозабруднених ґрунтів. *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали V Всеукраїнської міжвузівської

науково-технічної конференції (Суми, 17–20 квітня 2018 р.). Суми : Сумський державний університет, 2018. С. 149.

30. Plyatsuk L. D., Ablieieva I. Y., Gabbasova S. M. Assessment of technogenic impact on marine ecosystems during oil production process. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу (Львів, 26–29 вересня 2018 р.). Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2018. С. 57.

31. Сіпко І. О., Аблєєва І. Ю. Методичні підходи до створення консорціумів нафтодеструктивних мікроорганізмів. *Галузеві проблеми екологічної безпеки* : матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів (Харків, 19 жовтня 2018 р.). Харків : ХНАДУ, 2018. С. 165–166.

32. Аблєєва І. Ю., Кулижко І. О. Вплив нафтогазовидобування на стійкість екосистем (на прикладі Андріяшівського газоконденсатного родовища та Андріяшівсько-Гудимівського заказника). *Сучасні технології у промисловому виробництві* : матеріали VI Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 16–19 квітня 2019 р.). Суми : Сумський державний університет, 2019. С. 169–170.

33. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О. Методичні підходи до оцінки техногенного навантаження на екосистеми нафтовидобувних територій. *Екологія / Ecology – 2019* : VI Всеукраїнський з'їзд екологів за міжнародної участі: збірник наукових праць (Вінниця, 25–27 вересня 2019 р.). Вінниця : ВНТУ, 2019. С. 41.

34. Ablieieva I., Sipko I., Gabbasova S. Toxicological and microbiological assessment of oil-polluted soils in biotechnological decontamination. *Litteris et Artibus* : Proceedings of 9-th International Youth Science Forum (Lviv, 21–23 November 2019). Lviv, Ukraine : Lviv Polytechnic National University, 2019. P. 201–207.

35. Янченко І. О., Аблєєва І. Ю. Забруднення підземних вод під час освоєння родовищ нафтогазовидобувного комплексу. *Сучасні технології у*

промислового виробництві : матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 21–24 квітня 2020 р.). Суми : Сумський державний університет, 2020. С. 159–160.

36. Ablieieva I. Y. Bioremediation of oil-contaminated soils using anaerobic digestate. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу (Львів, 23–25 вересня 2020 р.). Львів : Західно-український консалтинг-центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 133.

37. Бережна І. О., Бережний Д. М., Аблеєва І. Ю. Промислова цінність дигестату як побічного продукту метаногенезу. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали VIII Міжнародної наукової конференції молодих учених (Харків, 26–27 листопада 2020 р.). Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 217–219.

38. Аблеєва І. Ю., Бартош Е. Ю., Боруха О. Р. Інноваційні підходи до утилізації бурових стічних вод. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2020* : матеріали XXIII Міжнародної науково-практичної конференції (Харків, 17–18 грудня 2020 р.). Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2020. С. 15–17.

39. Луценко С. В., Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Янченко І. О. Підвищення ефективності розділення бурового шламу в полі дії відцентрових сил із використанням температурного впливу. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 9–10 лютого 2021 р.). Львів : Західно-український консалтинг-центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 149.

40. Луценко С. В., Аблеєва І. Ю., Пляцук Л. Д. Інтенсифікація та посилення показника ефективності розділення бурових шламів у полі дії відцентрових сил. *Сучасні технології у промислового виробництві* : матеріали

VIII Всеукраїнської науково-технічної конференції (Суми, 20–23 квітня 2021 р.). Суми : Сумський державний університет, 2021. С. 136.

41. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О., Бережний Д. М. Екологічна безпека та якість дигестату як біодобрива. *Екологія / Ecology – 2021 : VIII Міжнародний з'їзд екологів : збірник наукових праць* (Вінниця, 22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021. С. 334–335.

42. Аблєєва І. Ю., Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Луценко С. В. Технології захисту гідросфери від нафти та нафтопродуктів. *Галузеві проблеми екологічної безпеки – 2021 : збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції за участі молодих учених* (Харків, 27 жовтня 2021 р.). Харків : ХНАДУ, 2021. С. 34–36.

43. Лук'яненко Є. В., Янченко І. О., Аблєєва І. Ю. SWOT-аналіз технологій захисту гідросфери у нафтовидобувній галузі. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування : матеріали IX Міжнародної наукової конференції молодих учених* (Харків, 25–26 листопада 2021 р.). Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2021. С. 169–171.

44. Ablieieva I., Berezhna I., Berezhnyi D. Ecological and technological aspects of production of granular biofertilizer from digestate. *Екологія. Довкілля. Енергозбереження : матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції за міжнародної участі* (Полтава, 2–3 грудня 2021 р.). Полтава : НУПП, 2021. С. 5–8.

45. Аблєєва І. Ю. Техногенні ризики, що асоціюються з нафтовидобувною діяльністю. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного молодіжного конгресу* (Львів, 10–11 лютого 2022 р.). Київ : Яроченко Я. В., 2022. С. 64.

46. Аблєєва І. Ю. Методологія оцінки ризику в нафтовидобувній діяльності. *Сучасні технології у промисловому виробництві : матеріали IX Всеукраїнської науково-технічної конференції* (Суми, 19–22 квітня 2022 р.). Суми : Сумський державний університет, 2022. С. 134.

47. Аблєєва І. Ю., Бережна І. О., Бережний Д. М. Контроль основних технологічних параметрів в управлінні якістю та екологічною безпекою дигестату. *Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022* : збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції (Полтава ; Львів, 26–27 травня 2022 р.). Полтава : НУПП, 2022. С. 77–79.

48. Аблєєва І. Ю. Моделювання безпеки системи процесу видобування нафти для навколишнього середовища. *Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022* : колективна монографія. Полтава ; Львів : НУПП імені Юрія Кондратюка, НУ «Львівська політехніка». Дніпро : Середняк Т. К., 2022. С. 156–167.

Наукові праці, що додатково відображають наукові результати дисертації

49. Спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій : пат. 146525 Україна, МПК (2019.01) C02F 11/12 / Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Луценко С. В., Янченко І. О. ; заявник та патентовласник Сумський державний університет. № u202006531 ; заявл. 09.10.2020 ; опубл. 24.02.2021, Бюл. № 8. 4 с.

50. Спосіб біоремедіації нафтозабруднених об'єктів : пат. 146472 Україна, МПК (2006.01) B09C 1/10 / Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д., Бережна І. О., Габбасова С. М. ; заявник та патентовласник Сумський державний університет. № u202005565 ; заявл. 27.08.2020 ; опубл. 24.02.2021, Бюл. № 8. 4 с.

Додаток Б

Патент на корисну модель «Спосіб розділення відходів буріння нафтових свердловин з подальшою утилізацією окремих фракцій»



Продовження додатку Б

Патент на корисну модель «Спосіб біоремедіації нафтозабруднених об'єктів»




Додаток В

Акт впровадження (ТОВ «Укрнафтозапчастина»)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор ТОВ «Укрнафтозапчастина»


 Олександр ХОЛЯВКА
 «20» листопада 2020 р.
АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
 Аблєєвої Ірини Юрїївни
 на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
 за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Цей Акт складено про те, що ТОВ «Укрнафтозапчастина» під час оцінювання та підвищення ефективності роботи осушувача ОВШ-950 використано результати дисертаційного дослідження, зокрема застосовано запропоновані І. Ю. Аблєєвою науково-методичні підходи до оцінювання рівня екологічної безпеки зневодненого бурового шламу, одержаного на виході із центрифуги ОВШ-950, та визначення ступеню осушення, що дозволило:

– на підставі проведених досліджень щодо визначення ефективності роботи осушувача вертикального ОВШ-950 встановити, що обладнання забезпечує ступінь осушення бурового шламу залежно від типу бурового розчину, що використовувався, на рівні від 51 % до 81 % для ІЕР* Witer II та глиняно-полімерної основи відповідно;

– встановити, що одержана тверда фаза не становить значної небезпеки для навколишнього середовища за показниками радіоактивності та вмісту важких металів, що перебувають у межах встановлених нормативів;

– запропонувати хімічні способи утилізації, які забезпечують солідіфікацію твердої фази та іммобілізацію важких металів у біонедоступну форму.

Від ТОВ «Укрнафтозапчастина»

Технічний директор

Юрїй СОЛОДОВНИК

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри екології
 та природозахисних технологій
 д-р техн. наук, проф.

Леонід ПЛЯЦУК

Виконавець:

Докторант, ст. викл. кафедри екології
 та природозахисних технологій
 канд. техн. наук.

Ірина АБЛЄЄВА

Продовження додатку В

Акт впровадження (ТОВ «Науково-виробниче підприємство «Буднафтогаз»)



про впровадження результатів дисертаційної роботи
Аблєсової Ірини Юрїївни
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Цей Акт складено про те, що ТОВ «Науково-виробниче підприємство «Буднафтогаз» з метою підвищення ефективності процесу очищення бурових стічних вод використано результати дисертаційного дослідження, зокрема застосовано розроблену І. Ю. Аблєсовою технологію поводження з буровими відходами, що полягає у збиранні відходів буріння, регулюванні рН та обробленні коагулянтами і флокулянтами, розділенні відходів на тверду і рідку фази у полі дії відцентрових сил, що апаратурно здійснюється в центрифuzі чи декантері.

Результати дисертаційної роботи І. Ю. Аблєсової передані для впровадження під час проектування дослідно-промислового устаткування, а саме результати дослідження залежностей ефективності седиментації від дози коагулянту і флокулянту під час реалізації розробленої технології розділення бурового шламу під впливом відцентрових сил, науково обґрунтованої дози алюмінію сульфату та поліакріламїду на рівні 30 % та 0,1–0,2 % за основною речовиною відповідно.

Реалізація розробленого способу забезпечує повторне використання освітленої та очищеної води у технологічному процесі, зокрема під час приготування бурового розчину, нафтової фази для одержання палива або як додатку до паливних сумішей, утилізацію механічної фракції з одержанням будівельних конструкцій, тим самим знижує техногенне навантаження на довкілля під час буріння нафтових свердловин.

Директор ТОВ «Науково-виробниче підприємство «Буднафтогаз»

Олександр ХРІН

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри екології
та природоохоронних технологій
д-р техн. наук, проф.

Леонід ПЛЯЦУК

Виконавець:
Докторант, ст. викл. кафедри екології
та природоохоронних технологій
канд. техн. наук,

Ірина АБЛЄСВА

Продовження додатку В

Акт впровадження (НДІ МІНДІП)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор науково-дослідного
інституту мінеральних добрив і
пігментів Сумського державного
університету

 Сергій ВАКАЛ

«25» січня 2022 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
Аблеєвої Ірини Юріївни
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Дисертаційна робота на тему «Науково-теоретичні основи системного підходу до підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій» виконана докторантом к.т.н., доц. Іриною Аблеєвою на кафедрі екології та природозахисних технологій Сумського державного університету. Відповідно до плану науково-дослідних робіт кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету були проведені тестові випробування з метою апробації технології одержання гранульованого добрива та біостимулятора із анаеробного дигестату в умовах відділу мінеральних добрив і фосфорної кислоти НДІ МІНДІП.

Ми, які нижче підписалися: від кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету старший викладач, к.т.н., доц. І. Ю. Аблеєва, завідувач кафедри екології та природозахисних технологій д.т.н., проф. Л. Д. Пляцук, від науково-дослідного інституту мінеральних добрив і пігментів Сумського державного університету: заступник директора з впровадження к.т.н. Б. О. Максименко підтверджуємо, що результати дисертаційної роботи Аблеєвої І. Ю. передані для впровадження під час проектування дослідно-промислового устаткування, а саме:

1. Результати дослідження і узагальнення закономірностей процесу капсулювання карбаміду анаеробним дигестатом у дисковому грануляторі та сушіння гранул у багатоступінчастій полицевій сушарці, яка використовує електроенергію, отриману з біогазу.

2. Комплексна технологічна схема виробництва гранульованого добрива та біостимулятора з дигестату з такими характеристиками: гранули сферичної форми розміром 2–3 мм, щільність добрив 1 т/м³, розсіюваність добрив

Продовження додатку В

становила 100 %, кут природного укосу 40° , статична міцність гранул 3,5–4 МПа.

3. Принципова технологічна схема виробництва гранульованого добрива та біостимулятора з дигестату за рахунок використання фосфогіпсового в'язучого та мінерального добрива (карбаміду) для ядра.

На основі аналізу отриманих матеріалів встановлено:

1. Отримано Аблеєвою І. Ю. закономірності формування гранули органо-мінерального добрива за умови використання мінеральної складової (запропоновано карбамід) для ядра, та дигестату разом з фосфогіпсовим в'язучим для оболонки гранули, що дозволяє оптимізувати співвідношення N:P:K та вміст органічного вуглецю в одержаному продукті, та розрахувати технологічні параметри для досягнення оптимальних показників технічних та екологічних властивостей добрива і біостимулятора.

2. Розроблено апаратурно-технологічну схему процесу екологічно безпечної технології виробництва гранульованого добрива та біостимулятора з дигестату, яка пройшла тестову апробацію. Підтверджена повна екологічна безпека одержаного товарного продукту.

3. Результати дисертаційної роботи Аблеєвої І. Ю. будуть застосовані науково-дослідним інститутом мінеральних добрив і пігментів Сумського державного університету для проектування дослідно-промислового устаткування для виробництва гранульованого добрива та біостимулятора з дигестату.

Від науково-дослідного інституту мінеральних добрив і пігментів
Сумського державного університету

Заступник директора
з впровадження, к.т.н.

Богдан МАКСИМЕНКО

Від Сумського державного університету

Науковий консультант, д.т.н., проф.

Леонід ПЛЯЦУК

Відповідальний виконавець, к.т.н.

Ірина АБЛЄЄВА

Продовження додатку В

Акт впровадження (Державна екологічна інспекція у Сумській області)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Заступник начальника Державної екологічної інспекції у Сумській області – заступник Головного державного інспектора з охорони навколишнього природного середовища Сумської області

 Олександр УВАРОВ

2022 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
Аблесєвої Ірини Юріївни
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Ми, що нижче підписалися, заступник начальника Державної екологічної інспекції у Сумській області – заступник Головного державного інспектора з охорони навколишнього природного середовища Сумської області Уваров О. М., заступник начальника відділу державного екологічного нагляду (контролю) водних ресурсів Державної екологічної інспекції в Сумській області – старший державний інспектор з охорони навколишнього природного середовища Сумської області Литвин В. М., завідувач кафедри екології та природоохоронних технологій Сумського державного університету д.т.н., професор Пляцук Л. Д., докторант, старший викладач кафедри екології та природоохоронних технологій Сумського державного університету, к.т.н., доцент Аблесєва І. Ю., склали цей акт про те, що під час розроблення проектної документації використані рекомендації щодо прогнозування та розрахунку зони забруднення ґрунту та води нафтою у разі аварійних розливів нафти, що забезпечує адекватну оцінку нанесених збитків внаслідок забруднення ґрунту чи води нафтою.

Отримані результати дуже корисні для практичного використання у разі непередбачуваного розливу нафти. Дослідження показали, що запропонована математична модель дозволяє спрогнозувати формування фронту забруднення та оцінити розміри зони забруднення: глибину та ширину проникнення нафти в ґрунт із заданими властивостями, швидкість руху вуглеводнів у ґрунті, коефіцієнт проникності ґрунту.

Використовуючи отримані експериментальні дані, можна проаналізувати та оцінити вплив на навколишнє середовище об'єктів розливу нафти.

Продовження додатку В

вологості ґрунту дозволяють розрахувати глибину проникнення нафти за короткий час після розливу.

Запропоновано науково-методичний підхід до моделювання фільтрації нафти через пористе середовище, що забезпечило прогнозування глибини та площі забруднення ґрунту. Методологічною основою до прогнозування розмірів зони аварійних розливів нафти та застосування комплексу заходів щодо їх ліквідації та локалізації є математичне моделювання та програмне забезпечення ANSYS CFX для задачі моделювання проникнення нафти через ґрунт.

Запропоновано методологію впливу нафти на водні екосистеми відповідно до системного підходу, що полягає у визначенні факторів, які впливають на поведінку та долю нафтових сполук, застосуванні методів математичного моделювання для дослідження процесу розтікання нафтової плівки на поверхні води та методу оцінки впливових концентрацій хімічних речовин на біоту, зокрема методу ансамблевої оцінки.

Зазначені рекомендації розроблені докторантом Аблєєвою І. Ю. у процесі виконання дисертаційної роботи.

Від Державної екологічної інспекції у Сумській області

Заступник начальника відділу державного екологічного нагляду (контролю) водних ресурсів – старший державний інспектор з охорони навколишнього природного середовища Сумської області



Віталій ЛИТВИН

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри екології та природозахисних технологій д-р техн. наук, проф.



Леонід ПЛЯЦУК

Виконавець:
Докторант, ст. викл. кафедри екології та природозахисних технологій канд. техн. наук, доц.



Ірина АБЛЄЄВА

Додаток Г

Акт впровадження у навчальний процес

ЗАТВЕРЖДУЮ
Перший проректор
Сумського державного університету


Сергій ЛІСУНОВ
« 28 » 12 2021 р.



АКТ

про впровадження у навчальний процес результатів дисертаційної роботи
Аблєєвої Ірини Юріївни на тему «Науково-теоретичні основи системного
підходу до підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних
територій»

Основні положення та результати дисертаційного дослідження
Аблєєвої Ірини Юріївни на здобуття наукового ступеня доктора технічних
наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека впроваджені у
навчальний процес та застосовуються під час викладання дисциплін
«Технології захисту навколишнього середовища», «Техноекологія»,
«Моделювання та прогнозування стану довкілля» та «Екологічні
біотехнології» для студентів спеціальностей 101 «Екологія» та
183 «Технології захисту навколишнього середовища». Зокрема, у
навчальному процесі впроваджено запропоновані Іриною Аблєєвою:

- методичні положення системного підходу щодо оцінювання
техногенного навантаження на екосистеми у зоні впливу нафтовидобувних
територій та розроблення технології очищення нафтозабруднених ґрунтів
методами біоремедіації;
- науково-методичний підхід до фізичного та математичного
моделювання фільтрації нафти через пористе середовище, що забезпечило
прогнозування глибини та площі забруднення ґрунту під час локалізації та
ліквідації аварійних ситуацій;
- спосіб біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів із застосуванням
анаеробного дигестату як біостимулятора у складі бактеріальних препаратів,
що задовольняє вимогам екологічної безпеки щодо комплексного
поводження з відходами.

Завідувач кафедри екології
та природозахисних технологій
д-р техн. наук, проф.



Леонід ПЛЯЦУК

Доцент кафедри екології
та природозахисних технологій
д-р техн. наук, доц.



Слізавета ЧЕРНИШ

Доцент кафедри екології
та природозахисних технологій
канд. техн. наук, доц.



Іван КОЗІЙ

Додаток Д

Забруднення АП леткими органічними та неорганічними речовинами

Таблиця Д.1 – Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин у повітрі робочої зони та АП

Код речовини	Назва речовини	Клас небезпеки	ГДК або ОБРВ, мг/м ³		
			ГДК р.з	ГДК м.р.	ГДК с.д.
301	Азоту оксид (в перерахунку на NO ₂)	3	5,0	0,2	0,04
304	Азоту діоксид	3	2,0	0,4	0,06
328	Вуглецю пил (сажа)	3	4,0	0,15	0,05
330	Ангідрид сірчистий	3	10,0	0,5	0,05
337	Вуглецю оксид	4	20,0	5	3
2754	Вуглеводні аліфатичні граничні (C1-C10)	4	300	1,0	
703	Бенз(а)пірен	1	0,00015	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-6}$
123	Заліза оксид	4	6,0	0,4	0,04
143	Марганець у зварювальних аерозолях (вміст до 20 %)	2	0,2	0,01	не норм.
Примітка. ГДК р.з – ГДК робочої зони; ГДК м.р. – ГДК максимально разова концентрація шкідливої речовини в повітрі населених місць; ГДК с.д. – середньодобова ГДК шкідливої речовини в повітрі населених місць					

Продовження додатку Д

Таблиця Д.2 – Сумарні потенційні обсяги викидів ЗР в АП від стаціонарних джерел ГУ «Підляся»

Найменування ЗР	Викид ЗР, т/рік
Оксиди азоту (у перерахунку на діоксид азоту)	0,1064
Сірки діоксид	2,0011
Сірководень	1,41E-06
Оксид вуглецю	13,3049
Бутан	0,0782
Гексан	0,0302
Пентан	0,0493
Метан	2,3386
Суспендовані частинки, недиференційовані за складом	1,5966
Пропан	0,1516
Етан	0,1703
Вуглецю діоксид	148,4596
Нітроген (I) оксид (N ₂ O)	0,0003
Разом	168,287

Додаток Е

Екологічні аспекти використання біосорбції та біоаугментації

Таблиця Е.1 – Властивості адсорбентів до нафтових речовин у вигляді масел

Сорбент	Сорбційна ємність, г/г	Питома ємність, м ² /г
Цеоліти		
Кліноптилоліт	0,47–0,65	15,88
	0,23–0,38	18,3
Кліноптилоліт Na-X	0,19–0,22	29
	0,75–0,79	236,4
Na-P1	0,91–1,13	
	0,86–0,91	75,6
	1,24–1,40	74,9
	0,89–1,18	
Цеоліти із золи	0,6–0,9	-
Цеоліти X	0,37–1,33	40,404
Глинисті матеріали		
Вериткуліт	1,3	-
Сепіоліт	0,97–1,2	258
Тальк	0,33	17
Кремнеземні породи		
Діатоміт	0,17–0,26	3
Халцедоніт	1,15–1,18	30
Кварцовий пісок	0,2–0,3	-
	0,03–0,05	-
	0,17	-
Модифіковані мінерали / органо-мінерали		
PTMA-монтморилоніт	0,30	-
ODTMA-монтморилоніт	0,37	-
	1,2–1,6	
DDDMA-монтморилоніт	3,6–5,2	-
DDDMA-бентоніт	2,1–3,5	-
Цеоліт X модифікований стеариновою кислотою	1,10, 1,02, 0,86, 1,15	-
Na-P1 із золи та кліноптилоліт, модифіковані ODTMA, DDDMA	0,80–1,19	20–64
	0,36–0,75	4,7–7,0
Комерційні мінеральні адсорбенти		
Алюмосилікат натрію	0,27–0,43	-
Еко-осушувач	1,11	-
Абсодан (діатоміт)	0,80–0,89	24
	0,41–0,52	

Таблиця Е.2 – Спектр використання субстрату організмами

Субстрат	Бактеріальні ізоляти	Джерело
Сира нафта	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> , <i>Pseudomonas alcaligenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> <i>Bacillus spp.</i>	Agwu, et al., 2013 Raju, et al., 2017
Дизельне паливо	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> , <i>Pseudomonas alcaligenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> <i>Cellulosimicrobium cellulans</i> and <i>Acinetobacter baumannii</i> <i>Bacillus spp.</i>	Agwu, et al., 2013 Niazy, et al., 2016 Nkem, et al., 2016 Raju, et al., 2017
Керосин	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> , <i>Pseudomonas alcaligenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> <i>Enterobacter cloacae</i> , <i>Enterobacter hormaechei</i> , <i>Pseudomonas stutzeri</i>	Agwu, et al., 2013 Mojarad, et al., 2016
Моторна олія	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> , <i>Pseudomonas alcaligenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Agwu, et al., 2013
Циклогексан	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> , <i>Pseudomonas alcaligenes</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Agwu, et al., 2013
Фенол	<i>Stenotrophomonas</i> , <i>Sphingobium</i> <i>Pseudomonas</i> , <i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	Wang, et al., 2015 Basak, et al., 2014
Толуен	<i>Bacillus cereus</i>	Heydarnezhad, et al., 2018
Нафтален	<i>Pseudomonas sp.</i> <i>Rhodococcus opacus</i>	Niepceron, et al., 2013 Pathak et al., 2016
Пірен	<i>Caulobacter sp.</i> , <i>Bacillus fungorum</i> <i>Mycobacterium flavescens</i> <i>Polyporus sp.</i>	Al-Thukair and Malik, 2016 Dean-Ross, et al., 2002 Hadibarata, et al., 2012
Антрацен	<i>Rhodococcus sp.</i>	Dean-Ross, et al., 2002
Фенантрен	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> <i>Pseudomonas sp.</i> <i>Sphingobacterium sp.</i> , <i>Bacillus cereus</i> , <i>Achromobacter insolitus</i>	Agwu, et al., 2013 Niepceron, et al., 2013 Janbandhu and Fulekar, 2011
Флюорантрен	<i>Actinomyces sp.</i> , <i>Pseudomonas luteola</i> <i>Mycobacterium flavescens</i> , <i>Rhodococcus sp.</i>	Agwu, et al., 2013 Dean-Ross, et al., 2002

Додаток Ж

Методологія процесу оцінювання ризику

Таблиця Ж.1 – Застосування (повне застосування) OpenRisk Toolbox

Скринінг процесу управління ризиками (етап)	Базовий	Розширений	Переривчастий	Стратегічний
Ідентифікація ризику	жоден	Delphi	ERC-M BowTie FRAM	Delphi
Аналіз ризику	AI SyRisk MarinRisk RiskData Hub KPIs SoE	KPIs, SoE	PAWSA ADSAM-C/G SeaTrack Web NG-SRW ERSP Calculator EBSP Calculator EDSP Calculator SoE	PAWSA, SBOSRT ISRAM SoE
Оцінка ризику	KPIs ALARP	KPIs RM-PCDS ALARP	RM-PCDS ALARP CBA	RM-PCDS ALARP CBA

MarinRisk – Marin Risk Index (Індекс ризику Marin), KPIs – Key Performance Indicators (Ключові показники ефективності), SoE – Strength of Evidence Assessment Schemes (Схеми оцінки надійності доказів), ALARP – As Low as Reasonably Practicable Principle (Принцип настільки низько, наскільки це можливо), Delphi – Delphi Method (Метод Delphi), RM-PCDS – Risk Matrices and Probability Consequence Diagrams (Матриці ризиків та діаграми ймовірних наслідків), ERC-M – Maritime Event Risk Classification Method (Метод класифікації ризиків подій), BowTie – BowTie Method (Метод «метелик-краватка»), FRAM – Functional Resonance Analysis Method (Метод функціонального резонансного аналізу), PAWSA – Ports and Waterways Safety

Продовження додатку Ж

Assessment (Оцінка безпеки портів і водних шляхів), ADSAM-C/G – Accidental Damage and Spill Assessment Model for Collision & Grounding (Модель оцінки випадкових пошкоджень та розливів для зіткнення та заземлення), NG-SRW – Next Generation Smart Response Web (Smart Response наступного покоління Веб), ERSP Calculator EBSP Calculator EDSP Calculator – Response System Planning Calculators (Калькулятори планування системи реагування), CBA – Cost-Benefit Analysis (Аналіз витрат і вигод), SBOSRT – Spatial Bayesian Oil Spill Risk Tool (Просторовий байєсівський інструмент ризиків розливу нафти), ISRAM – Integrated Strategic Risk Analysis Methods (Інтегровані методи стратегічного аналізу ризиків).

Додаток И

Наукові засади комплексного підходу до захисту гідросфери

Таблиця И.1 – Кількісна оцінка матриці SWOT-аналізу біологічного методу

очищення

Сильні сторони	Сер. знач.	Слабкі сторони	Сер. знач.
Конструктивна простота	0,8	Для задовільної біодеструкції вуглеводнів в аеротенках необхідно підтримувати оптимальні умови життєзабезпечення активного мула	3,6
Надійність у роботі (коли очищаються стабільні, нетоксичні й помірно концентровані за забрудненням стічні води)	3,6	Необхідність підтримувати температуру від 18 до 32 °С (оптимальні умови життєзабезпечення активного мула)	1,2
Відносна дешевизна обробки води, можливість застосування для очищення різноманітних стічних вод	2,1	Підвищення ефективності вимагає додаткового фінансування. Невисока швидкість протікання процесів. Підвищення ефективності вимагає додаткового фінансування.	1,8
Підвищена температура й інтенсивне перемішування активного мула, а також безперервна подача повітря в аеротенки прискорює процес біодеструкції нафтопродуктів	0,5	У процесі біоознезараження відбувається вторинне забруднення АП продуктами гниття клітин мікроорганізмів – сірководнем і аміаком	9,2
Можливості	Сер. знач.	Загрози	Сер. знач.
Існує можливість підвищення продуктивності і ефективності діючих очисних споруд	10	Перевищення їх проектної продуктивності по витраті стічних вод, що очищаються	2
Можливо переобладнання окремих споруд в більш продуктивні, забезпечуючи більш високий ефект видалення забруднень в порівнянні з вживаними.	4,2	Перевищення продуктивності споруд по кількості забруднень, належних видаленню	4,2
Можливо розширення одного або декількох елементів технологічної лінії, що забезпечує поліпшення роботи інших споруд	6,4	Зміна складу і концентрацій забруднювальних речовин.	7,2
Можлива інтенсифікація технологічних процесів очищення стічних вод на очисних спорудах	2		
Сума середніх значень	29,6	Сума середніх значень	29
Загальний бал технології			0,6

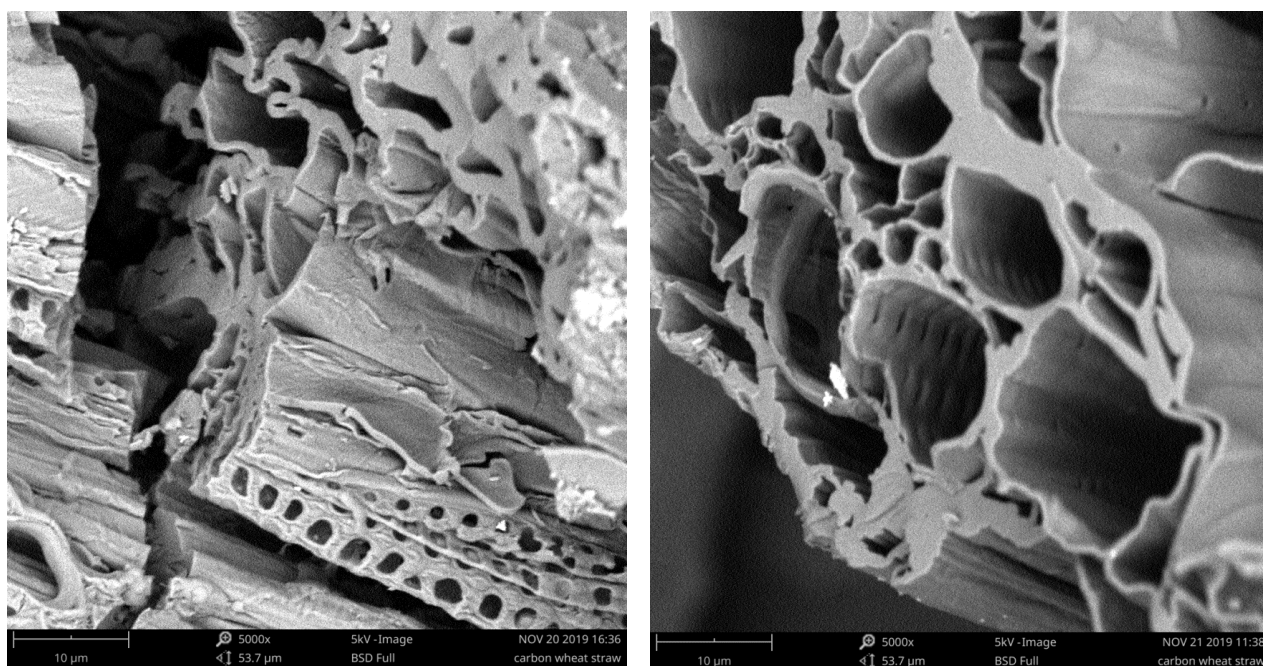
Продовження додатку И

Таблиця И.2 – Кількісна оцінка матриці SWOT-аналізу фізико-хімічного методу очищення

Сильні сторони	Сер. знач.	Слабкі сторони	Сер. знач.
Ефективність та швидка обезводненість шламів	10	Потребує застосування спеціального дозуючого устаткування; перемішуючих пристроїв	6,4
Дозволяють знизити капітальні затрати в 1,5–2,0 рази внаслідок виключення із комплексу очисних споруд аеротенків, вторинних відстійників	0,8	Колосальна вартість реагентів	10
Забезпечують більш високий ступінь очищення від біологічно неокиснювальних або важкоокиснювальних забруднень	2,4	Може служити тільки частиною іншого методу	4,2
Гарантують високу надійність очищення незалежно від температури і концентрації забруднень	4,2		
Можливості	Сер. знач.	Загрози	Сер. знач.
Перспектива інтенсифікації процесу при невеликих добавках речовин, що вводяться, добре поєднується з фізичним і біологічним методами	10	Результативність деемульгаторів залежить від якісного і кількісного складу природних стабілізаторів, технологічних умов їх застосування	10
Точний вибір деемульгаторів гарантує якнайповніше відділення нафти від води з механічними домішками і солями	7,2		
Сума середніх значень	33,8	Сума середніх значень	30,6
Загальний бал технології			3,2

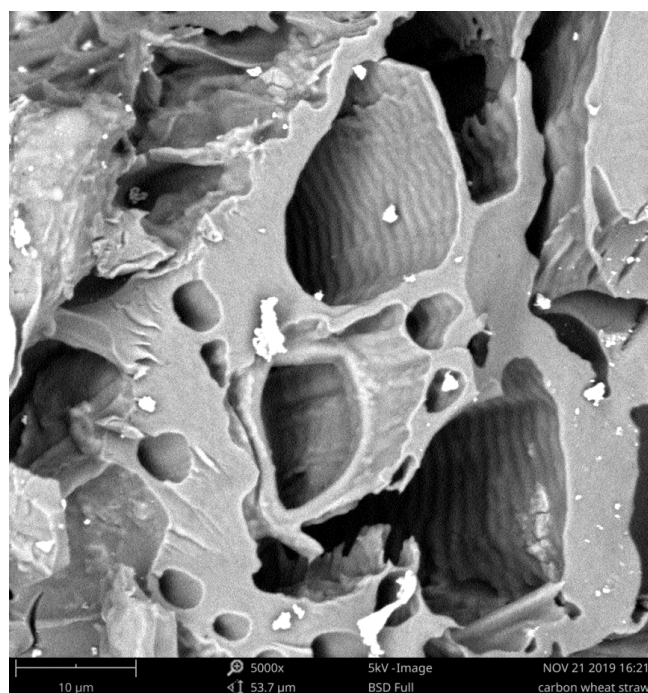
Додаток К

Дослідження синтезу активованого вугілля з рослинних відходів



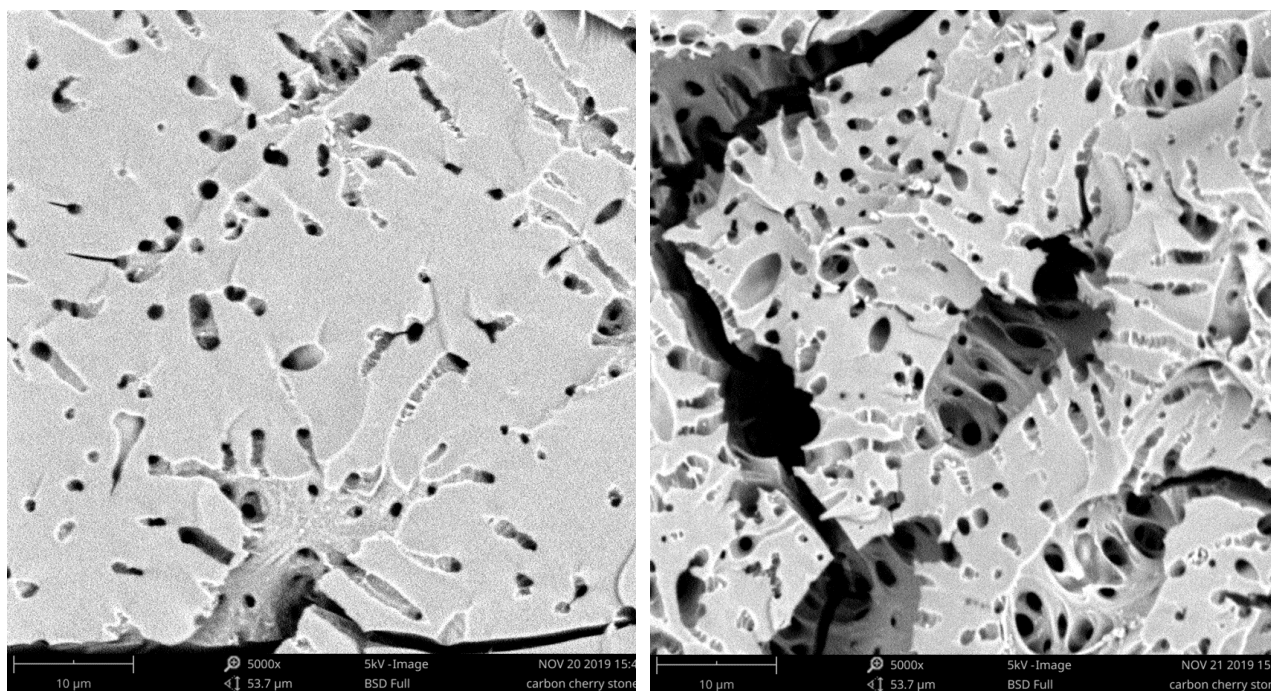
а)

б)



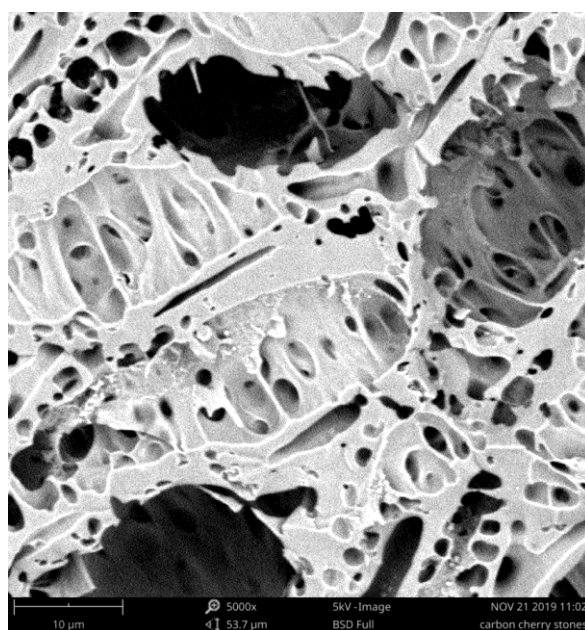
в)

Рисунок К.1 – СЕМ зображення активованого вугілля з соломи пшениці для температури синтезу 600 °C (а), 700 °C (б), 800 °C (в)



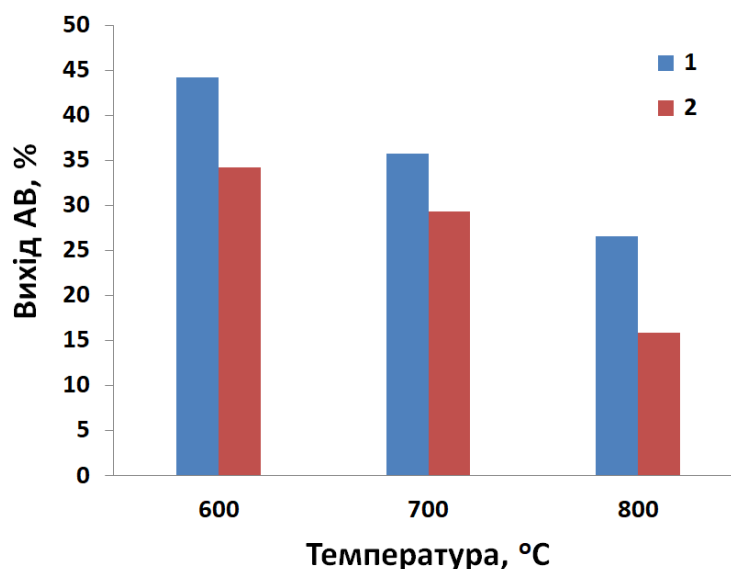
а)

б)



в)

Рисунок К.2 – СЕМ зображення АВ з кісточок вишні для температури синтезу 600 °С (а), 700 °С (б), 800 °С (в)



1 – активоване вугілля з вишневих кісточок; 2 – активоване вугілля із соломи пшениці

Рисунок К.3 – Вихід АВ після карбонізації за різних температур

Таблиця К.1 – Структурні параметри синтезованих видів АВ згідно багато точкового методу БЕТ

Вид активованого вугілля (АВ)	Температура синтезу, °C	$S_{\text{БЕТ}}, \text{ м}^2/\text{г}$	$V_{\text{заг.}}, \text{ см}^3/\text{г}$	$\bar{d}, \text{ нм}$
АВ з соломи пшениці	600	557,3	0,316	1,15
	700	610,8	0,347	1,14
	800	708,2	0,386	1,09
АВ з вишневих кісточок	600	395,9	0,234	1,18
	700	605,9	0,334	1,1
	800	845,2	0,465	1,1

Примітка: $S_{\text{БЕТ}}$ – питома поверхня; $V_{\text{заг.}}$ – загальний об'єм мікро- і мезопор; \bar{d} – середній діаметр пор.

Додаток Л

Методика вибору технологій для системи очищення БСВ

C20 X ✓ fx =ЕСЛИ(ИЛИ(B18="";B18=" ")," ";ЕСЛИ(И(B18=B7;ИЛИ(C18=C7;C18=C6));D18=D6;E18=E7;H18=H6;I18=I6);" ");"

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	
1														
2		Початковий вміст					Необхідний ступінь очищення							
3	Значення, %	твердих частин	нафто-продукт	розчинних домішок	органіки	Значення, %	твердих частин	нафто-продукт	розчинних домішок	органіки				
4		< 20	0,05-0,5	< 0,05	< 0,01		< 75	< 75	< 75	< 75				
5		20-60	0,5-5,5	0,05-0,5	0,01-0,1		75-85	75-85	75-85	75-85				
6		60-80	5,5-20	0,5-1	0,1-0,5		85-95	85-95	85-95	85-95				
7		80-100	20-60	> 1	> 0,5		95-99	95-99	95-99	95-99				
8														
9	Варіант	Пропонована система очищення					Вибір технологій у системі							
10	A	Коагуляція, центрифуга, сорбція, УФ, біофільтр				A	B7, C6-7, D6, E7, H6-K6							
11	B	Коагуляція, центрифуга, сорбція, НФ/ЗО,				B	B7, C7, D7, E6-7, H7-K7							
12	B	Коагуляція, декантер, УФ, біофільтр				B	B6, C5, D5, E5-6, H5-K5							
13	Г	Центрифуга (декантер, трикантер)				Г	B4-5, C4, D4, E4, H4-K4							
14														
15		Розрахунок технологій у системі												
16		Початковий вміст					Необхідний ступінь очищення							
17		твердих частинок	нафто-продуктів	розчинних домішок	органіки	твердих частинок	нафто-продуктів	розчинних домішок	органіки					
18		80-100	20-60	> 1	> 0,5	95-99	95-99	95-99	95-99					
19														
20		A	Технологія не підходить											
21		B	Технологія Б											
22		B	Технологія не підходить											
23		Г	Технологія не підходить											
24														

Рисунок Л.1 – Вигляд програми для вибору системи очищення БСВ, реалізованої у MS Excel

Додаток М

Оцінка впливу на екосистеми за інтегрально-диференційним підходом

Таблиця М.1 – Систематизація індикаторів та сигнальних показників техногенного навантаження на морські екосистеми

Категорії якості	Укрупнені індикатори	Уточнені індикатори
Параметри води	Гідрологічні	Швидкість і напрямок течій, рівень води, замкненість системи, лід
	Фізичні	Температура, солоність, прозорість, кольоровість
	Хімічні: неспецифічні специфічні	Аніонний і катіонний склад (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}), N, P, БСК, ХСК, розчинений кисень; нафта, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАВ), феноли, хлорорганічні сполуки, важкі метали, сірководень. Коефіцієнт небезпеки у межах однієї лімітуючої ознаки шкідливості (ЛОШ): $K = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ГДК}_i}$; умова безпечності $K \leq 1$.
Фіто-планктон	Видовий склад Чисельність Біомаса і продукція Біоактивність Індекс трофності Індекс сапробності	% зелених водоростей від загальної чисельності % синьо-зелених водоростей від загальної чисельності % діатомових водоростей від загальної чисельності Швидкість фотосинтезу За методом Міліуса: $Ib = 44,87 + 23,22 \cdot \log B$, де B – загальна біомаса водоростей у пробі; Метод Пантле і Букка в модифікації Сладечека $S = \frac{\sum_{i=1}^N (s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^N h_i}$, де N – число обраних видів-індикаторів; h_i – відносна чисельність і-го виду; s_i – індивідуальний індекс сапробності і-го виду.
Зоо-планктон	Видовий склад Чисельність Біомаса Вторинна продукція	Індекс видового різноманіття Шеннона Індекс видового багатства Маргалефа Індекси домінування Біотести на дафніях (плодовитість, живучість).

Кінець табл. М.1

Категорії якості	Укрупнені індикатори	Уточнені індикатори
Морські риби	Біомаса Промисел Нерестовий запас	Індекс приросту Ступінь вилучення з екосистеми Коефіцієнт відтворення
Морські птахи	Розвиток популяцій Динаміка популяцій Розмір популяцій	Кількість видів
Морські ссавці	Динаміка популяцій Розмір популяцій Вміст ксенобіотиків	Кількість видів Розміри ареалу Коефіцієнт біоаккумуляції $KBA = \frac{C_i}{C_c}$, де C_i – концентрація і-ої ЗР у тілі, 10^{-6} кг/кг; C_c – концентрація і-ої ЗР у середовищі, 10^{-6} кг/кг.
Бентос	Біомаса Біотичний потенціал Видове співвідношення	Вміст радіоактивних елементів Вміст вуглеводнів Вміст важких металів

Додаток Н

Ефективність ліквідації нафтових розливів із застосуванням традиційних біопрепаратів

Таблиця Н.1 – Порівняльна характеристика параметрів біодеструкторів «Родекс», ДНЗ та «Еконадін»

Параметр	Родекс	ДНЗ	Еконадін
Склад	Асоціація нафтоокисних мікроорганізмів RODEX	Високоєфективна асоціація природних штамів вуглеводневої мікрофлори	Бактерії-супердеструктори вуглеводнів нафти
Кількість бактерій	10 ⁸ кл/г (кл/мл)	10 ⁸ кл/г (кл/мл)	10 ⁷ кл/г (кл/мл)
Носій	Сорбент	Комплекс сорбентів (у т.ч. і торф)	Верховий сфагновий торф
Оптимальний діапазон температур	+10°C – (+40°C)	+1°C – (+40°C)	+4°C – (+42°C)
Діапазон рН	3,5÷9,0	5÷9,0	4÷9,5
Конц. NaCl	20 %	20–30 %	20 %
Сорбційна ємність	від 5 г/г до 10 г/г	від 5 г/г до 10 г/г	від 4 г/г до 8 г/г
Речовини, які піддаються деструкції	Сира нафта та НП	Парафіни, мазут, дизельне паливо, фенол, бензин, смоли, асфальтени, ароматичні вуглеводні (алкілбензол, нафталін, антрацен, пірен, хризени, індани, флуорен, фенантрен, бенз(а)пірен, перилен)	Нафта, НП, моторні та технічні олії, розчинники, гідравлічні рідини
Продукти деструкції	Основа для формування донного мулу та гумусу	Основа для формування донного мулу та гумусу	Вода (H ₂ O) і вуглекислий газ (CO ₂)

Додаток П

Створення нафтодеструктивних консорціумів мікроорганізмів

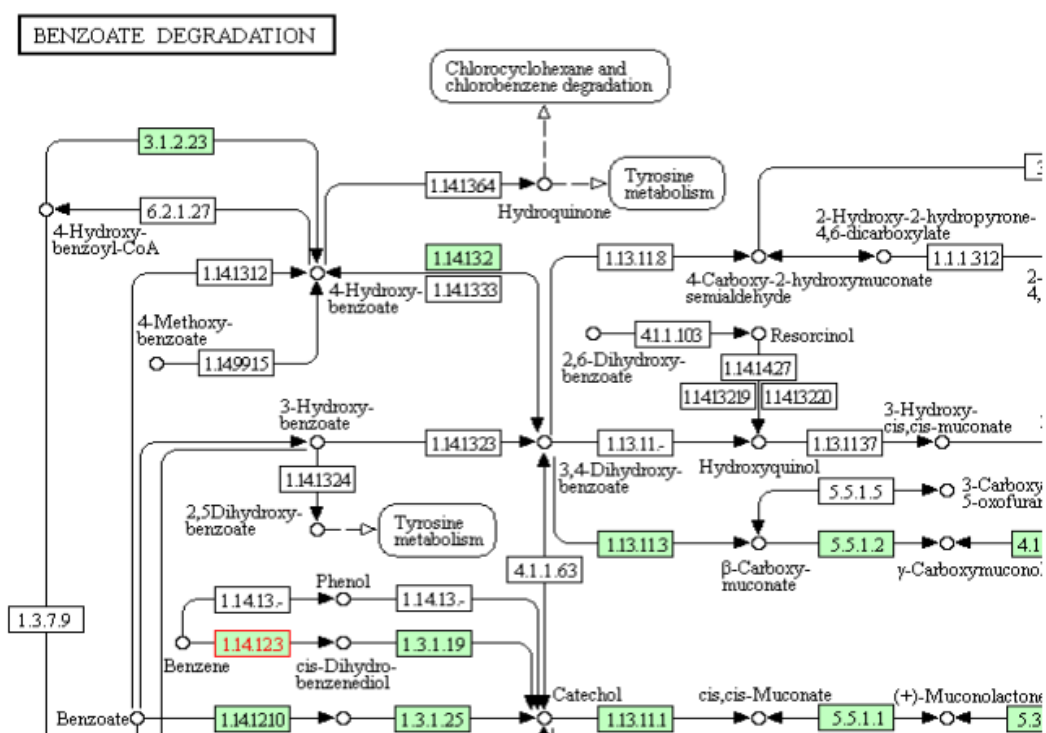


Рисунок П.1 – Фрагмент метаболічної карти перетворення бензойної кислоти організмами, що окиснюють вуглеводні

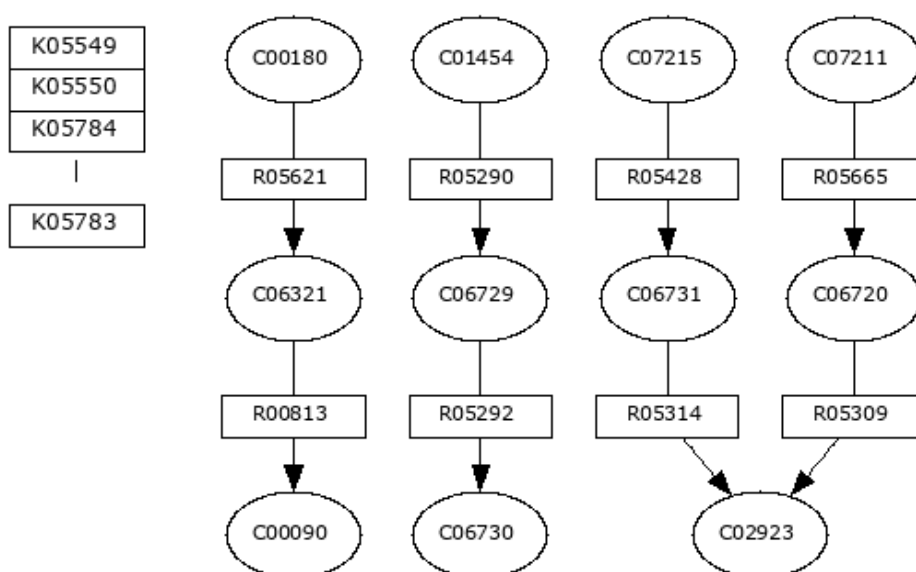


Рисунок П.2 – Дигідроксилування ароматичного кільця типу 1a (реакції діоксигенази та декарбоксилування дегідрогенази)

Продовження додатку П

Таблиця П.1 – Опис ферменту та назва сполуки на рис. П.2

КО	Назва
K05549	benA-xylX; бензоат/толуат 1,2-діоксигеназна субодиниця альфа [ЕС: 1.14.12.10 1.14.12.-]
K05550	benB-xylY; бензоат/толуат 1,2-діоксигеназна субодиниця бета [ЕС: 1.14.12.10 1.14.12.-]
K05784	benC-xylZ; бензоат/толуат 1,2-діоксигенаредуктазний компонент [ЕС: 1.18.1.-]
K05783	benD-xylL; гідрокси циклогексан карбоксилат дегідрогеназа [ЕС: 1.3.1.25 1.3.1.-]
Речовина	Назва
C00180	Бензоат
C06321	(1R,6S)-1,6-Дигідроксициклогекса-2,4-дієн-1-карбоксилат
C00090	Катехол
C01454	Толуат
C06729	цис-1,2-Дигідрокси-4-метилциклогекса-3,5-дієн-1-карбоксилат
C06730	4-Метилкатехол
C07215	о- Толуат
C06731	1,2-Дигідрокси-6-метилциклогекса-3,5-дієнкарбоксилат
C02923	2,3-Дигідрокситолуол
C07211	m-Метилбензоат
C06720	1,6-Дигідрокси-5-метилциклогекса-2,4-дієнкарбоксилат

Таблиця П.2 – Модулі, ферменти та штами бактерій деградації ПАВ

Штами бактерій	Ферменти		Деградація	
	Клас	Назва	Тип	Шлях
<i>Rhodococcus jostii</i> RHA1	Ліази	4-гідрокси-2-оксовалератальдолаза	Мета-розщеплення катехолу	катехол => ацетил-СоА / 4-метилкатехол => пропаноїл -СоА
<i>Bacillus cereus</i> F837/76	Ізомерази	4-оксалохротонат <u>таутомераза</u>		
<i>Pseudomonas putida</i> ND6	Гідролази	2-гідроксимуконат-семіальдегід гідролаза	Деградація нафталіну	саліцилат нафталін > саліцилат
	Оксидоредуктази	нафталін-1,2-діоксигеназа, нафталін-цис-дигідродіолдегідрогеназа, 1,2-дигідроксинафталін діоксигеназа, саліцилальдегід дегідрогеназа		
	Ізомерази	2-гідроксихромен-2-карбоксилат-ізомераза		
	Ліази	1,2-дигідроксибензилпіруват оальдолаза		
	Оксидоредуктази	саліцилат-1-гідроксилаза	Деградація фенантрону	Саліцилат => катехол
<i>Pseudomonas stutzeri</i> 19SMN4	Оксидоредуктази	катехол 1,2-діоксигеназа, 2-оксо-3-гексендіоатдекарбоксилаза, 2-оксопент-4-еноатгідратаза, 4-гідрокси-2-оксовалератальдолаза, ацетальдегід дегідрогеназа	Мета-розщеплення катехолу	катехол => ацетил-СоА / 4-метилкатехол => пропаноїл -СоА
	Ліази			
<i>Pseudomonas fluorescens</i> UK4	Оксидоредуктази	бензол-1,2-діоксигеназа;	Розкладання бензоату	бензоат => катехол / метилбензоат => метилкатехол
<i>Pseudoxanthomonas spadix</i> BD-a59	Оксидоредуктази	дигідроксициклогексادیєн карбоксилат дегідрогеназа	Деградація ксилолу	ксилен => метилбензоат
		ксилолмоно оксигеназа	Деградація толуолу	толуол => бензоат
		бензальдегід дегідрогеназа II	Деградація ксилолу	ксилен => метилбензоат толуол => бензоат

Додаток Р
Система попередження аварійних ситуацій

Таблиця Р.1 – Фактори оцінки ймовірності аварій на нафто- та газотранспортних трубопроводах

Назва групи факторів	Назва факторів
Фактори технічного стану ділянки нафто- і газопроводу за даними неруйнівного контролю	<ol style="list-style-type: none"> 1. Кількість небезпечних дефектів. 2. Відносний показник втрати міцності зв'язку через наявність небезпечних дефектів. 3. Час, необхідний для ремонту об'єктів з небезпечними дефектами. 4. Кількість виявлених незначних дефектів. 5. Ймовірність розвитку незначних дефектів до досягнення небезпечного стану.
Структурно-технологічні фактори	<ol style="list-style-type: none"> 1. Довжина ділянки зв'язку. 2. Конструктивно-розмірні параметри зв'язку. 3. Товщина комунікаційних стінок. 4. Марка сталі та її механічні характеристики. 5. Термін служби ділянки. 6. Виробник комунікацій. 7. Категорія ділянки за складністю робіт. 8. Наявність захисних покриттів. 9. Характеристика підводних переходів.
Коефіцієнти експлуатаційних навантажень трубопроводів	<ol style="list-style-type: none"> 1. Паспортна продуктивність. 2. Середньорічні обсяги навантаження. 3. Дані про тиск. 4. Несуча здатність ґрунту. 5. Фізико-хімічні характеристики продукту транспортування.

Кінець таблиці Р.1

Назва групи факторів	Назва факторів
Фактори, що викликають корозію	<ol style="list-style-type: none"> 1. Корозійна активність ґрунту. 2. Кліматичний регіон. 3. Тип зовнішнього ізоляційного покриття (матеріал, конструкція та спосіб нанесення). 4. Тривалість експлуатації зв'язку без будь-якої заміни ізоляційного покриття. 5. Охорона ділянки по довжині за допомогою електрохімічного захисту. 6. Дані про наявність ділянок, де зв'язок йде з землі в воду або повітря і навпаки. 7. Корозійна активність продукту, що транспортується.
Антропогенні фактори	<ol style="list-style-type: none"> 1. Рівень господарської діяльності біля ділянки підземної комунікації. 2. Розташування сусідніх промислових об'єктів (газопроводи, продуктопроводи, дороги тощо).
Природні фактори	<ol style="list-style-type: none"> 1. Можливість деформації ґрунту (зсуви, просідання землі, підйоми ґрунту тощо). 2. Можливість нерівномірного просідання землі. 3. Можливість ерозії ґрунту внаслідок зміни русла річок або підземних вод. 4. Зміна місцевості.