

Міністерство освіти і науки України
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
Навчально - науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

магістра

на тему

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ ЩОДО ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ

Виконали: студенти 2 курсу, групи ЗДЕ-61
спеціальності : 101 «Екологія»

(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

ПІ автора _____ / Михайло ЛУКАШ
(підпис) (ім'я та прізвище)

ПІ автора _____ / Катерина ЛУКАШ
(підпис) (ім'я та прізвище)

Керівник _____ / проф. Олексій КРАЙНЮКОВ
(підпис) (ім'я та прізвище)

Рецензент _____ / Олексій МОВЧАН
(підпис) (ім'я та прізвище)

«До захисту допущено»

Завідувач кафедри _____ / проф. Алла НЕКОС
(підпис) (ім'я та прізвище)

Нормоконтроль _____ / Марина ЩОКІНА
(підпис) (ім'я та прізвище)

Секретар ЕК _____ / Світлана БУРЧЕНКО
(підпис) (ім'я та прізвище)

Харків – 2024 рік

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені В. Н. КАРАЗІНА

Навчально-науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти
Рівень вищої освіти (освітньо-кваліфікаційний рівень) магістр
Спеціальність 101 Екологія

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

_____ / проф. Алла НЕКОС
підпис ім'я та прізвище

“ 5 ” травня 2024 року

З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ (ПРОЕКТ)

_____ Михайлу ЛУКАШ, Катерині ЛУКАШ
(прізвище, ім'я, по батькові студента)

1. Тема роботи Удосконалення методичних прийомів щодо оцінки небезпечних властивостей відходів

керівник роботи Олексій КРАЙНЮКОВ, доктор географічних наук, професор,
(ім'я, прізвище, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету від “12” листопада 2024 року №4301-5/3648

2. Строк подання студентом роботи _____ 27.11. 2024 р.

3. Перелік питань, які потрібно розробити

1. Проаналізувати Національний перелік відходів задля визначення критеріїв, відповідно до яких, відходи класифікують шляхом віднесення до відповідної групи, підгрупи та виду.

2. Проаналізувати віднесення відходів за ступенем небезпеки користування вимогам, викладеним в Постанові Кабінету Міністрів №1120 до Базельської конвенції.

3. Проаналізувати списки хімічних речовин та сумішей, розроблені міжнародною організацією економічного розвитку і співпраці (ОЕРС) та перелік небезпечних властивостей, який узгоджується з європейським законодавством.

4. Оцінити спроможність українського законодавства щодо напрямків наближення до вимог Європейського Союзу при поводженні з відходами та гармонізації сучасного українського законодавства до європейських стандартів, адаптації положень нормативно-правових актів, у тому числі класифікації відходів за ступенем небезпеки.

5. Провести експериментальні дослідження з визначення небезпечних властивостей відходів та на основі отриманих результатів запропонувати можливі шляхи удосконалення існуючих методичних прийомів з їх оцінки.

6. Надати рекомендації щодо удосконалення методичних прийомів з оцінки небезпечних властивостей відходів.

7.Зробити висновки.

4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	Огляд наукових публікацій по темі
2	Експериментальні дослідження з визначення небезпечних властивостей відходів
3	Розрахунки, аналіз, написання роботи

5. Дата видачі завдання 08.06.2024 р.

Студент

підпис

Михайло ЛУКАШ

ім'я і прізвище

Катерина ЛУКАШ

ім'я і прізвище

Керівник роботи

підпис

проф. Олексій КРАЙНЮКОВ

посада, ім'я і прізвище

АНОТАЦІЯ

**УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ ЩОДО ОЦІНКИ
НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ**

Михайло ЛУКАШ, Катерина ЛУКАШ

Кваліфікаційна робота «Удосконалення методичних прийомів щодо оцінки небезпечних властивостей відходів» містить 40 сторінок, 4 розділи, 4 рисунки, 24 використаних джерела.

Мета роботи: експериментальне підтвердження можливості впровадження в існуючу систему визначення небезпечних властивостей відходів методик біотестування.

Актуальність теми полягає у тому, що за допомогою біологічних методів можна визначати небезпечні властивості відходів.

Завдання. провести серію експериментів задля підтвердження можливості впровадження в існуючу систему визначення небезпечних властивостей відходів методик біотестування.

Методи. Робота включає аналітичний, порівняльний, методологічний та практичний методи дослідження.

Результати. Отримані результати з визначення токсичних властивостей зних видів бурових шламів та віднесення їх на основі цих результатів до представлених Н-кодів, підтверджує можливість та необхідність впровадження методу біотестування у систему класифікації відходів.

Необхідною складовою оцінювання небезпечних властивостей відходів повинно бути сумісне використання хімічних і біологічних методів, а у випадках неможливості встановити наявність у відходах усього спектру небезпечних хімічних речовин або стійких органічних забруднювачів проводити виключно біотестування таких відходів.

ВІДХОДИ, БУРОВІ ШЛАМИ, ЗАБРУДНЕННЯ, БІОТЕСТУВАННЯ,
КЛАС ЯКОСТІ, Н-КОДИ, НЕБЕЗПЕЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ВІДХОДІВ

ANNOTATION

**IMPROVEMENT OF METHODOLOGICAL TECHNIQUES REGARDING
ASSESSMENT OF HAZARDOUS PROPERTIES OF WASTE**

Mykhailo LUKASH, Kateryna LUKASH

The qualification work «**Improvement of methodological techniques for the assessment of hazardous properties of waste**» contains 40 pages, 4 chapters, 4 figures, 24 used sources.

The purpose of the work: experimental confirmation of the possibility of introducing biotesting techniques into the existing system for determining the hazardous properties of waste.

The relevance of the topic lies in the fact that with the help of biological methods, it is possible to determine the hazardous properties of waste.

Task. conduct a series of experiments to confirm the possibility of introducing biotesting methods into the existing system for determining the hazardous properties of waste.

Methods. The work includes analytical, comparative, methodological and practical research methods.

The results. The results obtained from the determination of the toxic properties of various types of drilling muds and their assignment based on these results to the N-codes presented on this slide confirm the possibility and necessity of introducing the biotesting method into the waste classification system.

A necessary component of assessing the hazardous properties of waste should be the combined use of chemical and biological methods, and in cases where it is impossible to establish the presence of the entire range of hazardous chemicals or persistent organic pollutants in the waste, biotesting of such waste should be carried out exclusively.

WASTE, DRILLING SLUDGES, POLLUTION, BIO-TESTING, QUALITY CLASS, N-CODES, HAZARDOUS PROPERTIES OF WASTE

ЗМІСТ

ВСТУП	7
РОЗДІЛ 1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД НАУКОВИХ ПУБЛІКАЦІЙ ЩОДО ЄВРОПЕЙСЬКОГО ДОСВІДУ ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ ВІДХОДАМИ	9
1.1. Економічні характеристики поводження з відходами	9
1.2. Застосування екотоксикологічних досліджень у комплексному моніторингу довкілля.....	11
1.3. Комбінований підхід до дослідження токсичності небезпечних відходів.....	15
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ.....	19
2.1. Проблема знешкодження відходів буріння.....	19
2.2. Оцінка впливу відходів буріння на навколишнє середовище.....	23
РОЗДІЛ 3 УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ ЩОДО ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ.....	26
РОЗДІЛ 4 РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ ЩОДО ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ.....	34
ВИСНОВКИ.....	35
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	37

ВСТУП

Відповідно до Постанови Кабінету Міністрів України від 20.10.2023р. № 1102 «Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів», екотоксичність (НВ 14) - небезпечна властивість відходів, яка становить або може становити реальний або віддалений ризик для навколишнього природного середовища. Гостролетальні та хронічні токсичні властивості відходів, відповідно до вищенаведеної Постанови Кабінету Міністрів України, визначаються як сумарні концентрації небезпечних речовин (відходів) коли вона дорівнює або перевищує ліміт концентрації у 25 %. Тобто визначення токсикологічних властивостей відходів запропоновано проводити за допомогою хімічного аналізу і визначення концентрацій хімічних речовин, які входять до складу відходів [1].

Оцінка безпеки на основі загального вмісту та складу твердої фази відходів з використанням методів підсумовування для сумішей, підтримується законодавством України як про хімічні речовини, так і про відходи. Такий підхід вимагає, щоб усі токсичні види наявних речовин та сумішей у відходах могли бути проаналізовані, кількісно визначені та класифіковані. Для відходів, які в основному складаються зі складних і багатокомпонентних сумішей, внутрішні властивості складних сумішей можуть суттєво відрізнятися від властивостей кожного окремого компонента відходів. Отже, підхід, заснований на підсумовуванні, у багатьох випадках може призвести до неправильної класифікації та не об'єктивного оцінювання властивостей відходів [2].

Регламент Ради (ЄС) 2017/997 щодо небезпечної властивості НВ 14 «ecotoxic» визначає основні критерії для оцінки екотоксичності відходів. Відходи вважаються «екологічно токсичними», якщо вони потенційно можуть становити реальний або відстрочений ризик для одного чи декількох компонентів навколишнього природного середовища.

Актуальність теми. Оцінка небезпечних властивостей відходів НВ 14, пов'язана з потенційним впливом на навколишнє природне середовище та має відігравати основну роль у прийнятті управлінських рішень щодо забезпечення їх безпеки. Наразі це є однією з головних проблем у рамках законодавства про

відходи як в Україні так і в країнах ЄС. Перегляд законодавства ЄС щодо відходів у 2014 році мав на меті сприяти єдиній класифікації відходів. У результаті Регламент Комісії 1357/2014 надав рекомендації щодо методів оцінки небезпечних властивостей відходів. Незважаючи на їх актуальність, для НВ 14 не було представлено жодного конкретного методу, враховуючи визнання того, що необхідні подальші експериментальні дослідження, щоб гарантувати об'єктивність та достовірність інформації про можливий негативний вплив відходів.

Таким чином, виходячи з вищенаведеного можливо зробити висновок, що ні в ЄС, ні в Україні немає чітких унормованих вимог задля об'єктивної та достовірної оцінки потенційно небезпечної властивості відходів НВ 14.

Тема кваліфікаційної роботи – Удосконалення методичних прийомів щодо оцінки небезпечних властивостей відходів.

Мета роботи – проведення експериментальних досліджень для можливого удосконалення методичних прийомів щодо оцінки небезпечних властивостей відходів.

Завдання. Оцінити спроможність українського підходу щодо напрямків наближення до нормативних вимог Європейського Союзу при поводженні з відходами та гармонізації сучасного українського законодавства до європейських стандартів, адаптація положень нормативно-правових актів, у тому числі класифікації відходів за ступенем небезпеки.

Провести експериментальні дослідження з визначення небезпечних властивостей відходів та на основі отриманих результатів запропонувати можливі шляхи удосконалення існуючих методичних прийомів з їх оцінки. Надати рекомендації щодо удосконалення методичних прийомів щодо оцінки небезпечних властивостей відходів, зробити обґрунтовані висновки.

Об'єкт дослідження – методичні прийоми щодо оцінки небезпечних властивостей відходів.

Предмет дослідження – небезпечні властивості відходів.

Методи дослідження. Робота включає як теоретичні, так і практичні методи.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД НАУКОВИХ ПУБЛІКАЦІЙ ЩОДО ЄВРОПЕЙСЬКОГО ДОСВІДУ ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ ВІДХОДАМИ

1.1. Економічні характеристики поводження з відходами

Протягом останнього часу органи влади, розробники технологій та інші зацікавлені сторони, вимагали все більш ретельного та систематичного документування суспільних наслідків, пов'язаних з поводженням з твердими відходами. Це зробило все більшу увагу на цілісній оцінці управління відходами, зокрема на впливі на навколишнє природне середовище. Тим часом оцінка життєвого циклу (LCA) систем поводження з відходами значно вдосконалилася, і тепер вона регулярно приймається як корисне джерело підтримки загального прийняття рішень у багатьох країнах [3]. У той час як LCA відходів забезпечує систематичну основу для обліку впливу на навколишнє природне середовище, пов'язаного з поводженням з відходами, на більшість рішень, пов'язаних із реальним впровадженням технологій утилізації відходів у сучасних суспільствах, впливають економічні обмеження. Тому для осіб, які приймають рішення, відсутність збалансованої економічної оцінки поряд із традиційними результатами LCA обмежує цінність самої LCA, оскільки економічні пріоритети відокремлюються від екологічних аспектів.

Економічні характеристики поводження з відходами розглядалися в літературі та були пов'язані або з конкретними технологіями поводження з відходами [4] або до загальних систем утилізації відходів [5].

Щодо витрат на збір, у публікації [6] застосували аналіз вартості життєвого циклу суспільства, визначивши, що пневматична система збору відходів у їхньому дослідженні була в шість разів дорожчою, ніж традиційна система збору відходів «від дверей до дверей» для конкретної території.

Економічна оцінка систем і технологій поводження з відходами передбачає

три виклики, що залежать від контексту: 1 - який тип витрат слід оцінювати (наприклад, приватні чи соціальні витрати), 2 - для кого слід оцінювати ці витрати (наприклад, оператори об'єктів), домогосподарства, державні організації чи цілі системи, і 3 - які принципи розрахунку вартості слід застосовувати для окремих технологій утилізації відходів, включених до системи. Традиційно приватні витрати (витрати в реальних грошових потоках, понесені будь-якою зацікавленою стороною, також обумовлені внутрішніми витратами) розглядаються у фінансових оцінках, тоді як соціальні витрати (тобто сума приватних і зовнішніх витрат) включаються в соціально-економічні оцінки. Системи управління відходами включають зацікавлені сторони, які мають суттєво різні інтереси: 1) виробники відходів, 2) оператори сміттєвих об'єктів і 3) органи управління відходами. Фінансові витрати за послуги поводження з відходами часто оплачуються виробниками відходів (чи через плату за відходи, чи через податки), а оператори з відходів зазвичай беруть участь лише в окремих частинах ланцюга управління та можуть враховувати лише витрати, пов'язані з відповідними об'єктами. З іншого боку, влада, наприклад органи місцевого самоврядування, можуть бути зацікавлені переважно в соціально-економічних аспектах системи поводження з відходами. Існуючі оцінки витрат на системи утилізації відходів пропонують широкий спектр доходів зацікавлених сторін і відповідних принципів розрахунку вартості, але надають обмежені вказівки щодо того, як систематично оцінювати економічні аспекти складних систем утилізації відходів із багатьма зацікавленими сторонами та в той же час пов'язувати ці висновки з результатами LCA.

У літературі існує дуже мало прикладів комбінованої економічної та екологічної оцінки поводження з відходами. Як правило, економічну оцінку проводяться окремо від LCA, найчастіше з використанням різних меж системи та припущень [3], одночасно інтегруючи економічні та екологічні аспекти поводження з відходами в межах однієї оцінки обговорювалися лише в кількох випадках. Хоча в літературі було запропоновано різноманітні підходи до оцінки витрат (наприклад, економічна оцінка, фінансова оцінка, оцінка сукупних витрат і аналіз витрат і вигод), запропоновано калькуляцію витрат протягом життєвого

циклу як послідовну структуру для поєднання LCA та економічної оцінки, що включають три типи оцінок LCA: традиційні, екологічні та соціальні. Звичайний LCA представляє собою традиційні фінансові оцінки (тобто облік ринкових товарів і послуг), які зазвичай проводяться окремими компаніями, зосереджуючись на їхніх «власних» витратах. Екологічний LCA розширює звичайний LCA, щоб відповідати межах системи LCA. Це також фінансова оцінка, хоча витрати, понесені всіма зацікавленими сторонами, включені. Соціальний LCA також включає зовнішні витрати (тобто він «інтерналізує» екологічні та соціальні наслідки шляхом присвоєння грошової оцінки відповідним ефектам), використовуючи облікові ціни. Соціальні LCA також можна охарактеризувати як «соціально-економічні» або «соціально-економічні» оцінки. Таким чином, три типи LCA пропонують загальну основу для систематичних економічних оцінок або в поєднанні з LCA, або як окремий показник.

1.2. Застосування екотоксикологічних досліджень у комплексному моніторингу довкілля

Фундаментальна мета, що лежить в основі досліджень навколишнього середовища та екологічних процесів, полягає в тому, щоб мати можливість оцінити вплив різноманітних забруднювачів на живі організми, включаючи людину. Донедавна в оцінці ризику для навколишнього природного середовища використовували дані, отримані загальноприйнятими хімічними та фізико-хімічними методами. Однак такі дані можна охарактеризувати як рутинні та обмежити визначенням вибраних токсичних речовин, виражених у вигляді узагальнених хімічних показників забруднення навколишнього природного середовища.

В останні роки спостерігається інтенсивний розвиток біоаналітичних методів, які використовують живі організми як індикатори. Біотести виявляють наявність токсичних речовин у навколишньому середовищі, визначають їх

токсичність у досліджуваних пробах шляхом кількісної оцінки шкоди, яку вони завдають живим організмам.

Еколого-токсикологічні дослідження також використовуються як один із інструментів комплексної оцінки стану довкілля. У цьому випадку дані про навколишнє середовище та інформацію про вплив забруднюючих речовин на живі організми отримують із зразків навколишнього середовища, які були проаналізовані як хімічними методами, так і біотестами.

Застосування методів хімічного аналізу дає результати, які стають джерелом інформації про стан конкретних частин навколишнього природного середовища та процесів, що відбуваються в них. Однак дослідження, які використовують такі методи, зазвичай трудомісткі та забирають багато часу, і повинні виконуватися висококваліфікованими працівниками, що суттєво впливає на вартість проведення хімічних аналізів. Крім того, багато з цих методів можна використовувати лише в лабораторних умовах, і це вносить додаткову затримку між відбором та аналізом зразка. Застосування цього «класичного» аналітичного підходу не дозволяє включити ефект взаємодії між токсичними речовинами, такими як:

- додатковий ефект специфічних речовин (адитивний синергізм);
- збільшення впливу, яке є вищим, ніж очікувалося, від простого додавання ефектів окремих компонентів (супра-адитивний синергізм);
- послаблення або навіть нейтралізація взаємодії між хімічними речовинами (антагонізм) [7].

З цих причин останнім часом біоаналіз із використанням живих організмів як індикаторів (біоіндикаторів) став сильною альтернативою класичним методам хімічного аналізу.

Необхідність біоаналізу великої кількості зразків навколишнього природного середовища за відносно короткий проміжок часу призвела до розробки та збільшення значення швидких мініатюрних тестів на токсичність, так званих мікробіотестів (також відомих як альтернативні тести та тести другого покоління). У таких тестах використовуються специфічні реакції одноклітинних або малих багатоклітинних організмів, які піддалися впливу матеріалу зразка.

Мікробіотести мають багато безсумнівних переваг, таких як:

- відносно низька вартість аналізу;
- робота з невеликими обсягами вибірки;
- немає необхідності культивувати тестові організми;
- короткий час відгуку;
- повторюваність і відтворюваність;
- тести можна використовувати в лабораторних умовах.

Додатковою, часто значною перевагою є те, що мікробіотести можуть використовуватися персоналом без спеціальної підготовки та попереднього досвіду роботи з біоіндикаторами.

До цього часу в багатьох мікробіотестах, які були розроблені, використовувалися різні організми-індикатори як з рослинного (водорості та судинні рослини), так і з тваринного (ракоподібні, коловертки та найпростіші) царства.

Інтенсивний розвиток і застосування мікробіотестів для оцінки токсичності зразків навколишнього середовища (наприклад, води, опадів і стічних вод), що спостерігалось останнім часом, призвело до частого включення екотоксикологічних досліджень у хімічний моніторинг. Крім того, спроби поєднати результати, отримані традиційними методами (тобто хімічні дослідження) з результатами альтернативних тестів, здійснюються в більш широкому масштабі. Основною метою таких навчань є виявлення потенційних джерел токсичності в аналізованих зразках та оцінка шкідливого впливу на живі організми.

У більшості випадків немає чіткої різниці між оцінкою небезпеки та ризику. Відходи повинні бути класифіковані за небезпекою та керовані відповідно до ризику в їх призначеному використанні або сценарії управління. Деякі еколого-токсикологічні тести розроблені як міні-оцінка ризику в неписаному сценарії поводження з відходами. Екотоксичність не є справді внутрішньою властивістю відходів, оскільки всі тести включають елемент оцінки ризику. Наприклад, у EN

14735 випробування проводяться без коригування рН досліджуваної порції (як дані, використані в цьому документі). Тим не менш, принаймні у Франції рН фільтрату іноді адаптують між рН 5,5 і 8,5 шляхом додавання кислоти або лугу, якщо рН несумісне з виживанням організмів. Частина екотоксичності скасовується. Якщо це відбувається під час повторного використання або накопичення відходів, тобто через поглинання CO_2 , слід зазначити, що з точки зору оцінки небезпеки карбонізацію відходів слід проводити до лабораторних досліджень. Необхідно підкреслити, що випробування (організми, кінцева точка, тривалість, культуральне середовище тощо) і межі концентрації для оцінки небезпеки є звичайними. Токсичні ефекти проявляються поступово. Реальне повторне використання твердих або рідких відходів у навколишньому середовищі породжує певний викид, перенесення або контакт, а також біологічний ефект елементів або речовин, що контактують з організмами. Цей вплив необхідно оцінювати в чіткій оцінці ризику, а не в короткому лабораторному дослідженні. Ефект може бути позитивним (надходження поживних речовин, і відходи або речовина називають їжею або поживними речовинами; іммобілізація шкідливих елементів або речовин, і речовина називається поправкою або покращувачем), нейтральним (речовина називається інертними відходами) або шкідливими. Відходи – це категорія, яку визначає людина, а не природна категорія. Лабораторні еколого-токсикологічні тести на небезпеку є певною частиною частково зменшеною моделі середовища або частковою оцінкою ризику, але їх не слід розглядати як комплексну оцінку ризику. Така плутанина може пояснити велике розмаїття організмів і кінцевих точок (аж до останніх біохімічних маркерів стресу або навіть до стресу), нездатність досягти консенсусу та загальної практики в Європі протягом більше ніж 30 років у еколого-токсикологічному тестуванні відходів та перешкоджання науковому управлінню відходами або (повторному) використанню продуктів, отриманих із відходів.

1.3. Комбінований підхід до дослідження токсичності небезпечних відходів

Тверді відходи становлять важливу екологічну проблему, що виникає у різних регіонах світу їх утворення коливається від 0,5 до 4,5 кг на людину на день [8]. Звалища та сміттєспалювальні заводи є найпоширенішими способами управління утилізацією відходів. Полігони вважаються найпоширенішим методом утилізації твердих побутових відходів (ТПВ): фактично до 95% загального обсягу ТПВ, зібраних у всьому світі, утилізується на звалищах.

Фільтрат із звалищ утворюється в результаті інфільтрації та просочування дощових, ґрунтових, стокових або паводкових вод у шари відходів існуючого чи покинутого сміттєзвалища та через них. Поєднання фізичних, хімічних і мікробних процесів у відходах переносить забруднюючі речовини з відходів у воду, що просочується, утворюючи розчин на основі води, який може бути шкідливим для класу організмів, включаючи людину, або для рецепторів навколишнього середовища. Невеликі кількості фільтрату можуть забруднювати великий об'єм ґрунтових вод, роблячи їх непридатними для побутових та багатьох інших потреб [8].

За останні 20 років методологія екотоксикологічної та токсикологічної оцінки ризиків (РА) набули все більшого значення в Європейському Союзі та Сполучених Штатах як фундаментальні інструменти управління навколишнім середовищем (Агентство з охорони навколишнього середовища США (USEPA), 1989, USEPA, 1998, Директива Комісії 93/67/ЄЕС, Директива Ради 1999/31/ЄС). Зокрема, РА забруднюючих речовин зі звалищ є основною екологічною проблемою в Європі через велику кількість ділянок і важливість захисту компонентів довкілля. Велика кількість забруднюючих речовин разом із недостатнім знанням їхніх екологічних властивостей та їх екотоксикологічних і токсикологічних характеристик ускладнюють проблему. Насправді, хімічні забруднювачі, що містяться у різних видах відходів, можуть засвоюватися будь-якими водними видами і можуть проходити через харчовий ланцюг і біоакумулюватися під час тривалого впливу.

Розуміння складу відходів та інтегрована стратегія оцінки ризику є вирішальною та необхідною для правильного вирішення проблеми та для прогнозування довгострокового впливу звалища, приділяючи особливу увагу оцінці можливих несприятливих впливів на здоров'я людини та екосистеми [9].

У цьому дослідженні ми спробуємо провести удосконалення методології визначення небезпечних властивостей відходів. Така удосконалена методологія оцінки небезпеки складних відходів є терміново необхідною, оскільки відсутність валідованого інструменту призводить до довільної класифікації небезпеки таких складних відходів. Помилкова класифікація може призвести до ризиків для здоров'я людини та навколишнього природного середовища, а також матиме серйозні фінансові наслідки для власника відходів. Європейська Директива про небезпечні відходи (HWD) та українські аналоги такого підходу описує методологію класифікації відходів за небезпекою. Для дзеркальних записів класифікація HWD базується на небезпечних властивостях (H1–15) відходів, які можна оцінити за небезпечними властивостями окремих ідентифікованих сполук відходів або – якщо ідентифіковано не всі сполуки – за результатами тестів на оцінку небезпеки, проведених на самі відходи. Для останнього HWD рекомендує тести на токсичність, які спочатку були розроблені для оцінки ризику хімічних речовин у споживчих продуктах (фармацевтичних препаратах, косметичці, біоцидах, харчових продуктах тощо). Ці тести (часто з використанням ссавців) не призначені та не підходять для визначення небезпеки відходів. За допомогою цього дослідження ми хочемо зробити внесок у розробку удосконаленої стратегії тестування для оцінки небезпеки складних відходів, яка відповідає принципам HWD для класифікації відходів. Необхідно усунути цей важливий недолік у класифікації небезпечних відходів і продемонструвати наявність альтернативних методів, які можна використовувати для оцінки небезпечних властивостей відходів. Далі, описуючи переваги та недоліки доступних методів, а також визначаючи потреби в додатковому або подальшому розвитку методів тестування, ми сподіваємося стимулювати дослідницькі зусилля та розробки в цьому напрямку.

Рекомендованими методами для прямого тестування токсикологічних властивостей відходів (HWD) є гострі та хронічні тести на тваринах, які використовуються для оцінки небезпеки хімічних речовин (CD 67/548/EC (небезпечні речовини), 726/2004/EC (фармацевтичні препарати) , EC/1907/2006 (REACH), CD 98/8/EG (біоциди)). Ці методи та стратегії тестування, однак, спеціально розроблені для глибокої оцінки ризику для людини щодо хімічних речовин у застосуваннях, де релевантними шляхами впливу є оральне поглинання, вдихання, контакт зі шкірою. Мало того, що вплив відходів на людину відрізняється, також стратегія перевірки відходів призначена для цілей класифікації небезпеки (що є рішенням «так/ні»), а не для оцінки ризику. Крім того, неетично використовувати тести на тваринах для класифікації відходів. З цих причин на даний момент не застосовуються прямі випробування, і на практиці складні відходи часто класифікуються довільно: хімічного скринінгу недостатньо для ідентифікації всіх можливих небезпечних сполук у складних сумішах, тому обґрунтована оцінка небезпеки неможлива.

Промислові компанії, які стикаються з цією проблемою, відчують, що ці довільні заходи можуть мати серйозні фінансові наслідки та становити загрозу для конкурентоспроможності. Крім того, помилкова класифікація може мати наслідки для здоров'я людини та/або навколишнього середовища. Існує нагальна потреба в альтернативній стратегії прямого тестування.

Інструменти, які розглядаються, це: а) хімічні методи та біосенсори на основі спорідненості, які ідентифікують (групи) токсикантів (цільові аналізи), б) методи *in vitro*, які спочатку були розроблені для скринінгу небезпечних властивостей фармацевтичних/хімічних речовин, і в) тести на екотоксичність (b і c є нецільовими аналізами) [10].

Перелічені плюси, мінуси та потреби в додатковому або подальшому розвитку методів тестування, щоб точно визначити прогалини та стимулювати дослідницькі зусилля та розробку тестів у цьому напрямку.

Також виправданий вибір тестів, які зрештою були використані для пілотного проекту. Оцінка базується на наступних апріорних умовах: а)

класифікація повинна відповідати принципам HWD, тобто базуватися на загальних концентраціях і на основі визначених небезпечних токсикологічних властивостей, і b) результати повинні бути отримані протягом короткого часу. (бажано 48 год) та за економічно обґрунтованими цінами. Останні умови є важливими, щоб дозволити контролювати партії та запобігти накопиченню великих обсягів відходів на заводі (заняття місця та/або проблеми із запахом). Також c) необхідний високий рівень стандартизації, оскільки результати випробувань порівнюватимуться із попередньо встановленими граничними значеннями. Для пілотного випробування перевірені та доступні випробування, які не завжди задовольняли критерію (b), все ж були обрані з прагматичних міркувань, тобто для охоплення якомога більшої кількості токсикологічних небезпечних властивостей, але потреба в нових або вдосконалених випробуваннях аргументується.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ

2.1. Проблема знешкодження відходів буріння

Розвідувальна діяльність нафтогазової промисловості спричиняє серйозний шкідливий вплив на людей та навколишнє середовище. Ці впливи спостерігаються через забруднення від розливів, спалювання газу, бункерування прямого і непрямого скиду стічних вод і відходів різної величини в навколишнє середовище тощо.

Бурові рідини або бурові розчини є важливим компонентом процесу роторного буріння, який використовується для буріння нафти та газу на землі та в морських умовах. Бурові розчини являють собою суміш хімікатів, води, глини та обтяжувачів, які використовуються для вимивання шламу з бурового долота на поверхню. Рідини, що утворюють буровий розчин, є конденсованими і можуть бути на синтетичній, нафтовій або водній основі; вони містять різноманітні важкі мінерали та хімічні добавки, які циркулюють через бурильну трубу для виконання багатьох функцій. Функції, які виконують бурові розчини, можуть включати змащування бурового долота та компенсацію пластового тиску, очищення та кондиціонування свердловини, підтримку гідростатичного тиску в свердловині, видалення бурового шламу та стабілізацію стінки свердловини. Бурові розчини витрачаються після того, як їх корисність у процесах буріння вичерпано, перетворюючи їх на відходи. Ці відходи, незважаючи на заяву про обробку перед утилізацією, можуть становити загрозу як для навколишнього середовища, так і для здоров'я населення. Серед небагатьох досліджень, присвячених впливу утилізації відпрацьованих бурових розчинів на наземні та водні екосистеми деякі дослідники виявили, що високий вміст розчинних солей, важких металів і залишків нафти в бурових розчинах негативно впливає на якість ґрунту та рослин. Інші дослідники виявили позитивний вплив або відсутність впливу бурового розчину, який застосовувався з низькими витратами на грубоструктурованих

грунтах у посушливих регіонах, через одну або комбінацію цих факторів - потенційне додавання мікроелементів, підвищення значень рН і поліпшення властивостей ґрунту. Кілька досліджень були зосереджені на дослідженні викидів токсичних елементів із вибурених нафтових свердловин та їхньому впливі на ґрунти і водні екосистеми. Утилізація нафтових і газових бурових розчинів, видобутої води та шламу забруднює як наземне, так і водне середовище. Існує думка, що в цих відходах міститься слідова кількість забруднюючих речовин, які при біонакопиченні або біоконцентрації можуть бути шкідливими для організмів, які піддаються їхньому впливу.

Буровий розчин є комплексною дисперсною системою, що складається з декількох компонентів. Дана система поєднує суспензійні, емульсійні та аеровані рідини, які використовуються з метою промивання свердловин у процесі буріння. На нафтових та газових свердловинах функцію промивних рідин виконують агенти, які є різними за складом:

- на водній основі (глинисті та неглинисті розчини, природні бурові розчини, технологічна вода);
- на вуглеводневій основі;
- на основі емульсій;
- газоподібні;
- аеровані.

Основною функцією бурового розчину є винесення вибуреної породи зі стовбура та вибою, а також очищення свердловини та вибою з метою запобігання виходу з ладу обладнання.

Другою важливою функцією бурового розчину є змащення та охолодження стінок свердловини, долот та бурильних труб. У процесі буріння виникають значні сили тертя, які пом'якшуються завдяки участі у процесі промивної рідини. Варто також відзначити функцію підтримки частинок у завислому стані після припинення процесу циркуляції. У зваженому стані утримання частинок вибуреної породи та обтяжувача дозволяє уникнути прихватів бурильного інструменту.

Крім цього, буровий розчин забезпечує:

- формування фільтруючої смуги на стінках свердловини і таким чином закріплює нестійкі відкладення;
- передачу гідравлічної енергії на долото та вибійний двигун;
- запобігання обвалам.

У процесі буріння використовуються промивні розчини на водній, вуглеводневій та аерованій основі. Розчини на водній основі включають:

- технічну воду;
- розчини солей та гідрогелю;
- полімерні розчини;
- полімерно-глинисті розчини.

Для буріння свердловин застосовуються розчини на водній та вуглеводневій основах. Переважна більшість (більше 95%) розчинів, що використовуються при бурінні, складають розчини на водній основі, хімічно оброблені, з добавками нафти (нафтоемульсійні).

Значних збитків наноситься буровими розчинами, перш за все, підземним водним об'єктам і при бурінні, і при ремонтних роботах на свердловинах. Засипка земляних комор з розчином і шламом після закінчення буріння свердловин не виправдана як природоохоронний захід у зв'язку з тиксотропністю бурових розчинів. Земляні комори після їх засипання протягом кількох років не тверднуть, і ця ділянка землі тривалий час є джерелом забруднення ґрунту та підземних водних ресурсів.

Вплив виробничих процесів геолого-розвідувальних робіт на малі водотоки спостерігається у зоні від 5 до 10 км.

Бурові відходи мають екологічно шкідливі хімічні властивості. Вони залежать від складу бурильної породи, типу бурового обладнання, типу бурового розчину, а також від способу обробки і самої технології буріння.

Бурові відходи включають:

- стоки, що утворюються внаслідок технологічних операцій під час процесу буріння;
- технологічні води, які змішуються за допомогою скрубера;
- залишки цементу та цементної пасти;
- скрубери та відходи, що містять нафтопродукти та інші небезпечні речовини, барит та хлориди;
- шлами, що утворюються в процесі буріння;
- маслянисті зворотні води;
- відходи очищення резервуарів, що містять мастило або його компоненти;
- суміші зворотних вод та нафтопродуктів;
- мастила;
- воду, яка забруднена фосфоритами, вугіллям, залізняком.

Бурові відходи також можуть потрапляти глибинні радіонукліди – небезпечні радіоактивні речовини. Котловани є вторинними джерелами забруднення навколишнього середовища. Забруднюючі речовини у вигляді природних вуглеводнів, присадок до бурового розчину, хімічних реагентів осідають і накопичуються на дні і стінках комор і потім шляхом інфільтрації та перетікання через промоїни обвалування потрапляють у підземні та поверхневі водні об'єкти.

Для виконання екологічних вимог щодо забезпечення охорони навколишнього природного середовища від забруднення відходами буріння та випробування свердловин у період будівництва необхідно організовувати систему збирання та тимчасового накопичення виробничих відходів. З метою запобігання потраплянню у ґрунт, поверхневі та підземні водні об'єкти відходів буріння організується система збору, накопичення та обліку відходів буріння, що в основному включає:

- обвалування зі мінерального ґрунту висотою не менше 0,6 м від можливого потрапляння на нього схилового поверхневого стоку;

- планування технологічних майданчиків, їхня гідроізоляція та встановлення обладнання для транспортування відходів буріння до точки збору;
- будову магістральних трубопроводів або лотків для транспортування відпрацьованих відходів буріння у місця їх тимчасового зберігання;
- обвалування за контуром ділянки, що відводиться для відходів, де існує реальна загроза підтоплення паводковими або нагінними водами.

2.2. Оцінка впливу відходів буріння на навколишнє середовище

Бурові розчини широко використовуються на нафтових і газових платформах для змащування бурильної колони, виведення шламу зі свердловини, контролю внутрішнього тиску та стабілізації свердловини. Залежно від національних нормативних актів, бурові розчини, що утворюються на етапі видобутку вуглеводнів, можуть бути скинуті безпосередньо в морське середовище, перероблені та частково просіяні та скинуті, повторно закачані або відправлені на берег для утилізації. Буріння свердловин у різних середовищах призводить до утворення значної кількості відходів. Нафта, пов'язана зі скинутим буровим шламом, стала одним із найбільших джерел забруднення нафтою в результаті бурових робіт. Ці бурові породи містять вуглеводні, важкі метали та інші органічні забруднювачі, тому їх включено до національних списків небезпечних відходів у багатьох країнах світу. Наприклад, Конвенція Осло та Паризька конвенція (Конвенція OSPAR) забороняє сторонам-учасницям скидати цілі рідини з органічної фази та шлами, що містять розчини органічної фази понад 1% за вагою, на сухі шлами. Буровий шлам, що містить нафту, може становити довгострокову загрозу для екосистем і людей, якщо його не утилізувати належним чином перед скиданням або зберіганням.

Варіанти поводження з буровим шламом включають залишення відвалів непорушними на місці та видалення матеріалу для обробки та утилізації на землі [11]. Відходи буріння на нафтовій основі проходять повільні процеси біоремедіації; таким чином, вони не підходять для захоронення [12]. Найбільш

поширеним варіантом обробки забруднених нафтою відходів є термічна десорбція органічних сполук [13]. Тому необхідно оцінювати ефективність термодесорбції не тільки шляхом хімічного аналізу, який є дорогим і трудомістким, але й з точки зору токсикологічного впливу на тест-організми.

Все більше досліджень оцінювали токсичність бурового шламу для різних тест-організмів як у лабораторних експериментах, так і в польових дослідженнях [14, 15]. Деякі дослідження розглядали цей аспект біологічного впливу з точки зору реакції біомаркерів. Наприклад, у роботі [16] досліджували реакцію біомаркерів морських гребінців і мідій у середовищі, де відбувалися скиди бурового шламу та бруду. Потім відповіді біомаркерів порівнювали з оцінками екологічних ризиків для біоти, змодельованих за допомогою числової моделі. Цей підхід може слугувати інструментом раннього попередження для виявлення потенційної шкоди навколишньому природному середовищу. У роботі [17] продемонстровано несприятливі біологічні наслідки видобутку нафти на шельфі за допомогою біомаркерів у природних популяціях риб. Останні дослідження були проведені для вивчення довгострокових наслідків впливу відходів буріння в польових дослідженнях. Наприклад, у роботі [18] досліджували довгострокові наслідки викидів бурового шламу за допомогою аналізу мікрофауни переважно вапнякових бентосних форамініфер. Автори у дослідження [19] вивчали цитотоксичність нафтогазових промислових хімічних речовин за допомогою тесту на *Allium* і виявили цитогенетичну токсичність, включаючи пригнічення мітотичної активності, збільшення мітотичних аномалій і хромосомних аберацій. Тим не менш, все ще існує нагальна потреба в розробці альтернативних методів своєчасного виявлення генотоксичності необроблених і оброблених відходів буріння до їх скидання.

У дослідження [20] оцінювали здатність ґрунтів чинити фітотоксичну дію на ріст і розвиток рослин, застосовуючи методи біотестування, використовуючи насіння вищих рослин – кукурудзи, салату та ячменю.

Традиційно для екотоксикологічної оцінки бурових шламів використовують методи хімічного аналізу. Однак, ґрунтуючись тільки на них, встановити

шкідливість шламів для навколишнього середовища, практично неможливо. Біотестування є методом, що дозволяє оцінити інтегральну токсичність бурових шламів. При оцінці бурових шламів біологічними методами зазвичай тестують водну витяжку (елюатний метод), а в якості тест-організмів використовують різні гідробіоти. В виду того, що ні один вид не є універсальним індикатором, необхідним для проведення біотестування з використанням кількох тест-організмів різного рівня організацій: гідробіоти, вищі рослини, мікроорганізми, молюски [21-23].

Для адекватної оцінки багатокомпонентних плотних субстратів (грунтів, відходів) крім елюатних методів необхідно використовувати субстратне біотестування, яке забезпечує безпосередній контакт тест-організму з досліджуваним зразком.

РОЗДІЛ 3

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ ЩОДО ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ

У даній роботі удосконалення методичних прийомів для оцінки небезпечних властивостей відходів і всі експериментальні дослідження було виконано на прикладі бурових шламів, які є, як було визначено у попередніх розділах, одними із найбільш небезпечних відходів.

Метою роботи було створення методичного прийому, за допомогою якого можливо проводити класифікацію відходів за екотоксичністю.

За екотоксичністю класифікують відходи як небезпечні, якщо вони відповідають наступним умовам: відходи, що містять одну або кілька речовин, класифікованих як хронічно токсичні для водних біоресурсів та віднесені до кодів H410, H411 або H412.

- H410: Дуже отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками;
- H411: Отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками;
- H412: Шкідливо для водяних організмів, із тривалими наслідками [24].

Експериментальні дослідження небезпечних властивостей відходів було проведено влітку 2024 року в лабораторії еколого-токсикологічних досліджень ННІ екології.

Зразки задля експериментів було відібрано у трьох локаціях, відповідно до теоретично прогнозованого рівня їх забрудненості:

1. які утворилися при бурінні газових свердловин №236 та №241 Єфремівського ГКР і № 193 Меліховського ГКР;
2. бурові шлами з вищезначених родовищ після обробки реагентами;
3. знешкоджені бурові шлами, які зберігаються на полігоні промислових відходів у с. Смирнівка Лозівського району Харківської області.

Бурові шлами на першому етапі було взято для експерименту з різних газоконденсатних родовищ з огляду на можливий різний компонентний вміст і різну токсичну дію на тестові організми при проведенні біотестування.

На другому етапі експеримент проводився із залученням бурових шламів, які пройшли локальне очищення та знешкодження.

Локальне очищення шламів від специфічних хімічних речовин та сумішей, оксидів кальцію, гумінових речовин, включало наступні процеси: реагентну флотацію із використанням наступного коагулянту - $(\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3)$.

Склад нафтовмісних зворотних вод характеризувався складністю та великим різноманіттям компонентного складу перш за все за рахунок важких металів, розчинених складових нафтопродуктів та їх компонентів. Сама по собі нафта та її компоненти – дуже складна суміш різноманітних хімічних сполук, серед яких найбільш чисельними є вуглеводні.

Основна особливість нафтопродуктів в стоках – на багато менша щільність порівняно з водою (бензин $0,66 - 0,76 \text{ г/см}^3$, дизельне паливо $0,81 - 0,91 \text{ г/см}^3$) та практично відсутня розчинність у воді. Для перших фракцій нафти (бензинів) вона не перевищує $25 - 35 \text{ мг/л}$, а для важких фракцій – практично дорівнює нулю. В зворотних водах нафтопродукти та їх похідні по дисперсному складу можуть бути у вільному, емульгованому і розчинному стані. В основному у зворотних водах вони знаходились у вільному (грубодисперсному) стані, створюючи в основному плаваючу плівку. Менша частина нафтопродуктів може бути в тонкодисперсному стані, утворюючи складну емульсію «нафта – вода». Стійкість такої емульсії обумовлена поверхневим натягом, кінетичною стійкістю частинок цієї суміші, їх невеликою концентрацією. Стабілізаторами емульсії можуть бути механічні домішки, які вкривають краплі нафтопродуктів.

Коагулянт $(\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3)$ повинен був відповідати вимогам технологічної документації, чинних нормативних документів, супроводжуватись документами, що підтверджують його якісні характеристики та безпечність, а саме: висновком державної санітарно-епідеміологічної експертизи та документом про якісні характеристики встановленої форми, який підтверджує відповідність сировини вимогам нормативних документів на конкретний вид коагулянта.

Алгоритм очищення нафтовмісних бурових шламів технічного походження призначено для їх локального очищення від специфічних забруднюючих речовин

та сумішей, мінеральних солей, гумінових речовин і колоїдних з'єднань та включає наступний процес - реагентну флотацію з використанням коагулянту ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) з подальшим отриманням очищених нафтопродуктів як вторинного ресурсу.

Рідку фракцію бурових шламів після сепарації заливали у 1-2 м³ ємність з подальшим постійним насиченням повітрям. В ємність із рідкою фракцією бурових шламів додавали коагулянт $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ у кількості, яка повинна відповідати об'єму відходів в пропорції 120-140 мг/дм³. Видалення забруднень відбувалось після укрупнення частинок за допомогою процесів коагуляції та флотації.

При застосуванні процесу флотації видалення емульсованих забруднювачів здійснювалось повітряними бульбашками та сумішшю газів, які вводилися у воду різними способами. Домішки прилипали одна до одної на розподілі двох фаз: рідкої і газоподібної. Шар піни, що утворюювався, легко видалявся. В основному прилипання частинок повітря або інших газів до домішок, що видаляли було обумовлено неповним змочуванням останніх водою, тобто їх гідрофобністю. Чим вище була гідрофобність домішок, тим більша була вірогідність їх прилипання до бульбашок повітря. У зв'язку з цим, флотаційна очистка зворотних вод технологічно та економічно була більш ефективна при видаленні домішок, що мають природну гідрофобність, такі як нафта та нафтопродукти.

На результат очищення впливала кількість і розмір бульбашок (у діаметрі вони повинні бути 20 – 40 мкм, при більшому розмірі вони швидко спливали і не встигали захопити домішки). Так як домішки знаходились у всьому обсязі зворотних вод, то потрібно було прагнути до максимально рівномірного розподілу бульбашок по всьому об'єму ємності. Метод мав ефективність до 90%. Для форсування іноді використовували емульговані або тонкодисперсні речовини. При цьому ефективно видаляли частинки від 10 до 100 мкм.

Процес флотації і коагуляції при постійному нагнітанні повітря тривав зазвичай 5-6 годин. Після того, як забруднюючі речовини групувалися у шарі піни (нафтопродукти та їх похідні), очищена зворотна вода зливалася для подальшого використання. Очищену зворотну воду використовували як вторинний ресурс.

Отримані в результаті операцій флотації та коагуляції нафтопродукти потребували очищення за допомогою центробіжного сепаратора СДТ 1-4 використовуючи послідовно методи пурифікації та кларифікації.

На третьому етапі роботи нами було використано для біотестування знешкоджені бурові шлами, які зберігаються на полігоні промислових відходів у с. Смирнівка Лозівського району Харківської області. На даному полігоні ці бурові шлами були підвернуті фіторе mediaції. Відібрані зразки проходили процес фіторе mediaції впродовж приблизно одного року.

У процесі проведення дослідження була використана методика визначення хронічної токсичності хімічних речовин та відходів за допомогою ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

Критерієм хронічної токсичності відібраних зразків відходів є статистично значиме зменшення виживаності та плодючості *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg у досліді порівняно з контролем впродовж всього терміну біотестування. Тривалість біотестування становила приблизно 7 діб, або до появи у 85 % вихідних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg трьох пометів.

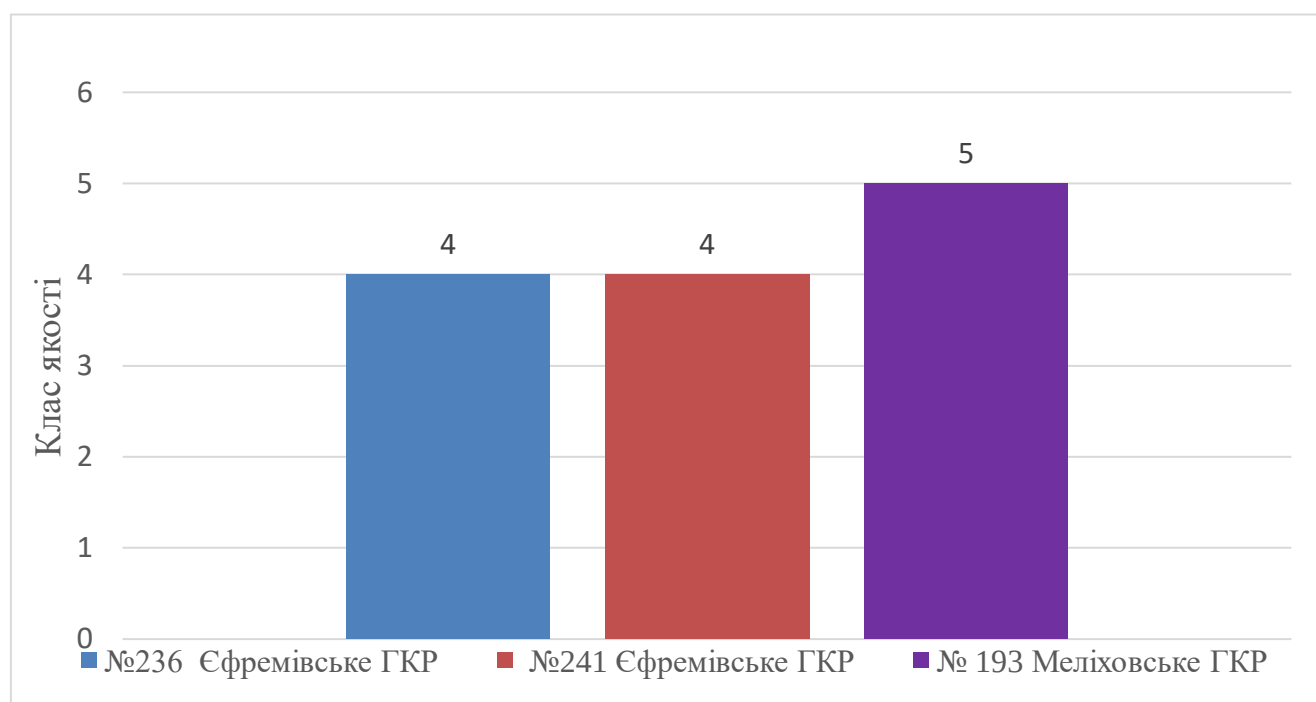


Рис 3.1 – Результати визначення класу якості водних витяжок з бурових шламів, які було відібрано на різних ГКР

В результаті проведених еколого-токсикологічних досліджень водних витяжок зі зразків бурових шламів, які було відібрано на трьох газоконденсатних родовищах влітку 2024 року було встановлено, що у зразках з №236 та №241 Єфремівського газоконденсатного родовища визначено 4 клас якості (ступінь забрудненості водної витяжки – брудна), а у зразку з Меліховського родовища – 5 клас якості (ступінь забрудненості водної витяжки – дуже брудна).

Такі результати дають змогу підтвердити небезпечні властивості відходів та віднесення їх до Н410: Дуже отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками.

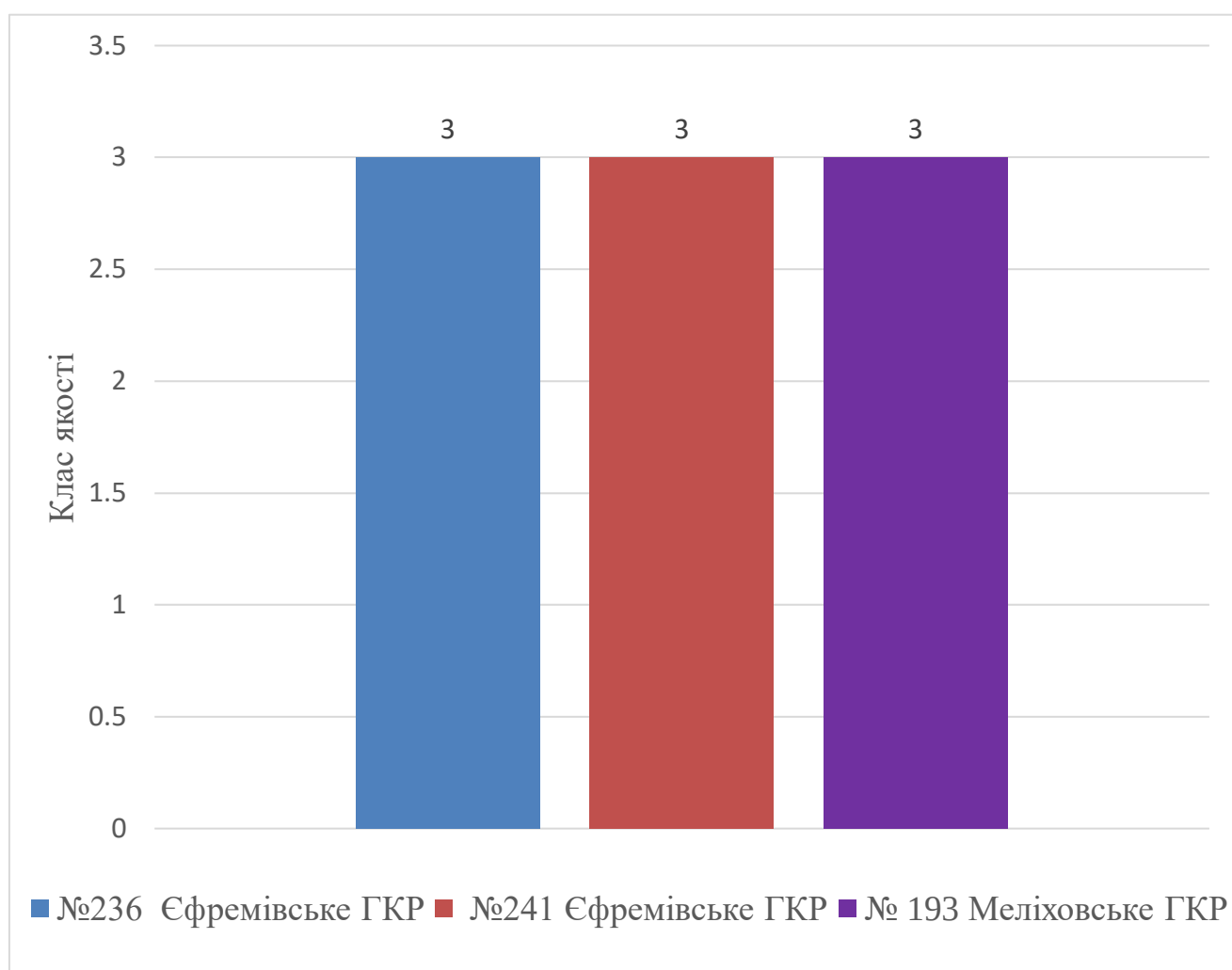


Рис 3.2 – Результати визначення класу якості водних витяжок зі бурових шламів, які пройшли реагентну флотацію з використанням коагулянту – сульфат заліза III

Другий етап дослідження полягав у експериментальних дослідженнях водних витяжок з зразків бурових шламів, які пройшли реагентну флотацію. Алгоритм очищення відходів технічного походження призначено для їх локального очищення від специфічних забруднюючих речовин (важкі метали, нафтопродукти), мінеральних солей, гумінових речовин і включає процес - реагентну флотацію з використанням коагулянту, сульфату заліза III.

Видалення забруднень можливе після укрупнення частинок за допомогою коагуляції та флотації. Аналіз отриманих результатів після біотестування водних витяжок показав, що після застосованого локального очищення всі три зразка (ступінь забрудненості – помірно забруднена, 3 клас якості) можна віднести до коду - Н411: Отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками. Такі результати свідчать про зменшення токсичного впливу відходів на тест-об'єкти у відповідь на застосовані заходи з їх очищення

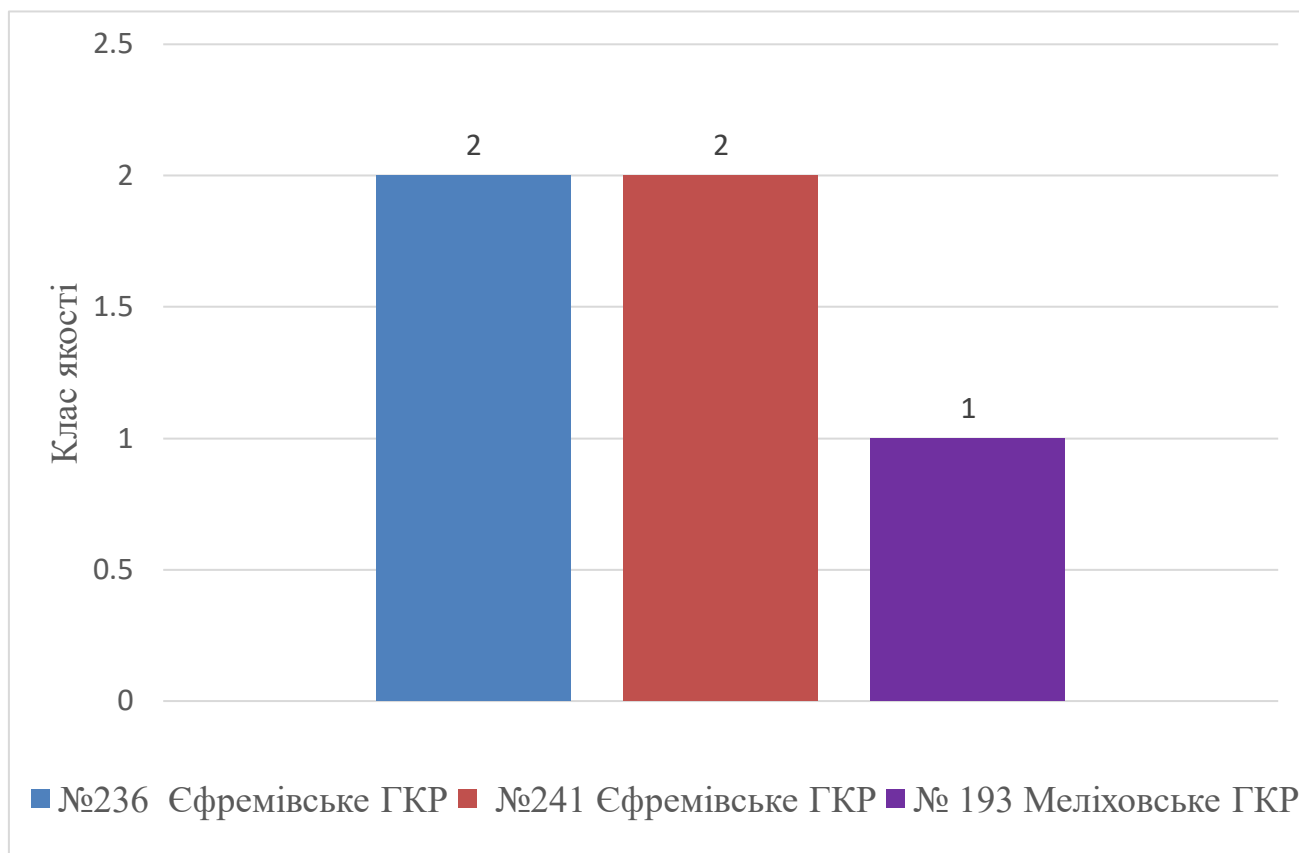


Рис 3.3 – Результати визначення класу якості водних витяжок зі знешкоджених бурових шламів, які зберігаються на полігоні промислових відходів у с. Смирнівка лозівського району Харківської області

Третій етап експерименту полягав у дослідженні токсичних властивостей водних витяжок з бурових шламів, які пройшли повний цикл знешкодження (флотація, коагуляція та фіторемедіація) і знаходяться на зберіганні на полігоні.

Отримані результати дають змогу віднести два зразки відходів з 236 та 241 Єфремівського газоконденсатного родовища до коду – «Н412: Шкідливо для водяних організмів, із тривалими наслідками», зважаючи на те, що ці зразки відповідали 2 класу якості (ступінь забрудненості – слабкозабруднена).

Зразок бурового шламу з 193 Меліховського ГКР не виявив токсичних властивостей – 1 клас якості (ступінь забрудненості – чиста). Тому його можна віднести до безпечних відходів.

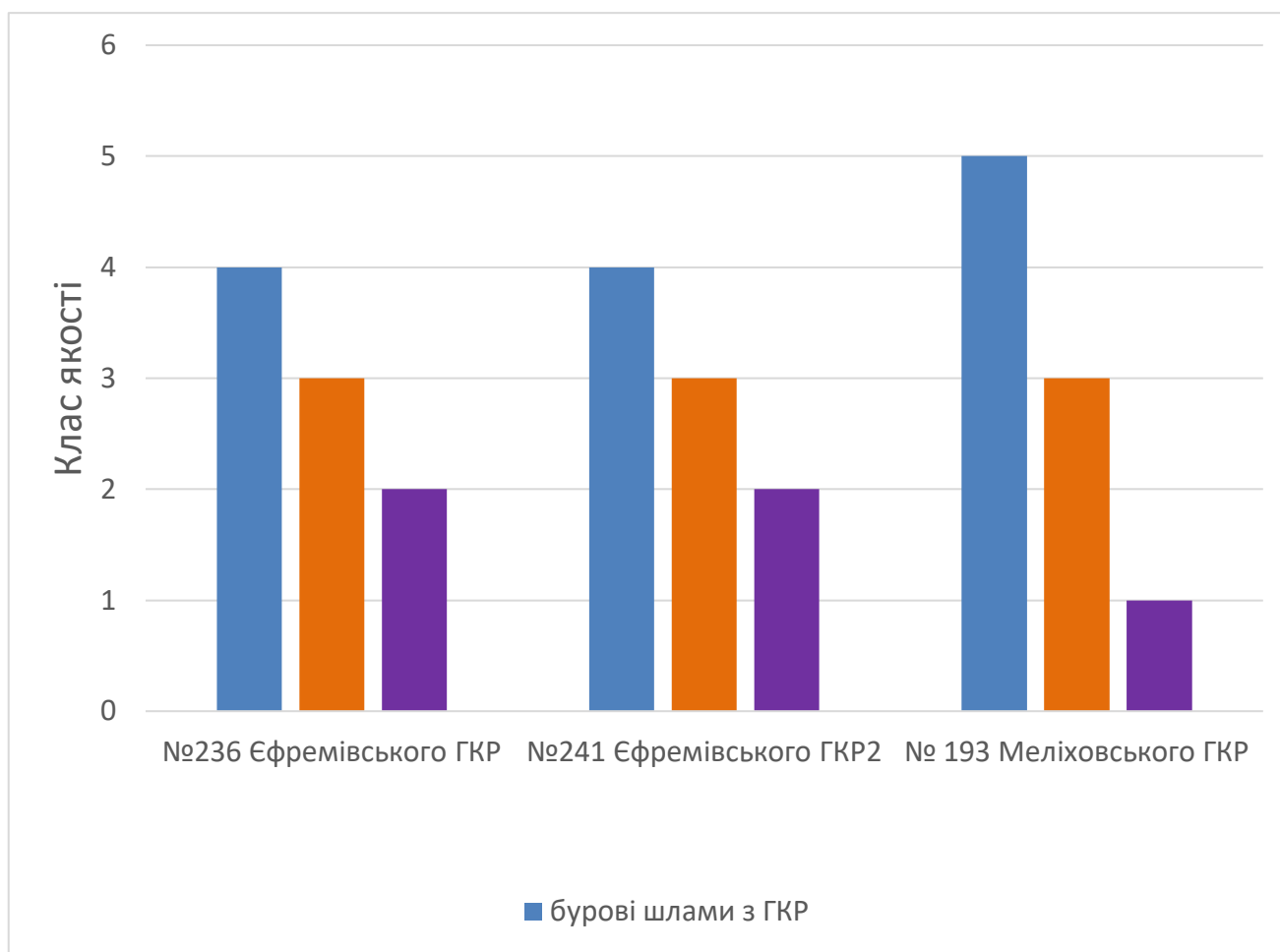


Рис 3.4 – Результати експериментального токсичних властивостей визначення класу якості водних витяжок різних видів бурових шламів

Отримані результати з визначення токсичних властивостей різних видів бурових шламів та віднесення їх на основі цих результатів Н-кодів, підтверджує можливість та необхідність впровадження методу біотестування у систему класифікації відходів.

Необхідною складовою оцінювання небезпечних властивостей відходів повинно бути сумісне використання хімічних і біологічних методів, а у випадках неможливості встановити наявність у відходах усього спектру небезпечних хімічних речовин або стійких органічних забруднювачів проводити виключно біотестування таких відходів.

РОЗДІЛ 4

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ ПРИЙОМІВ
ЩОДО ОЦІНКИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ

В результаті проведених експериментальних досліджень нами було сформовано перелік рекомендацій, які доцільно було б впровадити у діяльність природоохоронних установ.

1. Відповідно до Постанови КМУ №1102 «Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів» від 20.10.2023р., небезпечні властивості відходів, за потреби, необхідно «...оцінювати за допомогою досліджень». За результатами проведених експериментальних досліджень, можна рекомендувати суб'єктам відповідного виду діяльності залучати сертифіковані екологічні лабораторії для уточнення небезпечних властивостей відходів та визначення Н-кодів.

2. Необхідною складовою оцінювання небезпечних властивостей відходів повинно бути сумісне використання хімічних і біологічних методів, а у випадках неможливості встановити наявність у відходах усього спектру небезпечних хімічних речовин або стійких органічних забруднювачів проводити виключно біотестування таких відходів.

3. Доповнити пункт 22 Постанови КМУ №1102 «Про затвердження Порядку...» словом «токсикологічних». Оновлене речення буде виглядати наступним чином: «.....проводяться лабораторні дослідження визначення складу та **токсикологічних** властивостей відходів для висновку щодо їх класифікації».

ВИСНОВКИ

1. Відповідно до Постанови Кабінету Міністрів України від 20.10.2023 № 1102 «Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів», екотоксичність - небезпечна властивість відходів, яка становить або може становити безпосередній або віддалений ризик для навколишнього природного середовища.

2. Визначення небезпечних властивостей відходів, за Постановою КМУ №1102, запропоновано проводити за допомогою хімічного аналізу і визначення концентрацій хімічних речовин, які входять до складу відходів. Такий підхід є дуже суперечливим, зважаючи і на європейський досвід і на досвід вітчизняних фахівців.

3. Експериментальні дослідження небезпечних властивостей відходів було проведено влітку 2024 року на прикладі відходів буріння (бурових шламів):

- які утворилися при бурінні газових свердловин №236 та №241 Єфремівського ГКР і № 193 Меліховського ГКР;
- бурових шламів з вищезначених родовищ після обробки реагентами;
- знешкоджених бурових шламів, які зберігаються на полігоні промислових відходів, у с. Смирнівка, Лозівського району, Харківської області.

4. Біотестування зразків бурових шламів проводилось із застосуванням методики визначення хронічної токсичності хімічних речовин за допомогою ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

5. В результаті проведених експериментальних визначень токсикологічних властивостей бурових шламів було встановлено, що ми можемо класифікувати небезпеки відповідно до Н-фраз наступним чином:

- H410: Дуже отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками – 3 зразка бурових шламів, які було безпосередньо відібрано на ГКР (4-5 клас якості);
- H411: Отруйно для водяних організмів, із тривалими наслідками – 3 зразка бурових шламів після обробки реагентами (3 клас якості);
- H412: Шкідливо для водяних організмів, із тривалими наслідками – 2

зразка знешкоджених бурових шламів (2 клас якості);

- 1 зразок знешкоджених бурових шламів із № 193 Меліховського ГКР - відходи, що не є небезпечними (1 клас якості).

6. Необхідною складовою оцінювання небезпечних властивостей відходів повинно бути сумісне використання хімічних і біологічних методів, а у випадках неможливості встановити наявність у відходах усього спектру небезпечних хімічних речовин або стійких органічних забруднювачів проводити виключно біотестування таких відходів

7. Отримані результати експериментальних досліджень дають змогу стверджувати, про необхідність рекомендації щодо доповнення чинних законодавчих документів можливістю проведення біологічного тестування небезпечних властивостей відходів для більш достовірного та об'єктивного їх оцінювання та висновку щодо їх класифікації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ІНФОРМАЦІЇ

1. Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів : Постанова Кабінету Міністрів України від 20.10.2023р. № 1102. *Офіційний вісник України*. 2023. № 4. С. 530–543.
2. Hennebert P. Proposal of concentration limits for determining the hazard property HP 14 for waste using ecotoxicological tests. *Waste Management*. Vol. 74. 2018. Pp. 74-85. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.048>
3. Reich M. Economic assessment of municipal waste management systems-case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *Journal of Cleaner Production*. Vol. 13. Is. 3. 2005. Pp. 253-263. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.015>
4. Feo G. De, Malvano C. Technical, economic and environmental analysis of a MSW kerbside separate collection system applied to small communities. *Waste Management*. Vol. 32. Is. 10. 2012. Pp. 1760-1774. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.009>.
5. Larsen A.W., Merrild H., Møller J., Christensen T.H. Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). *Waste Management*. Vol. 30. Is. 5. 2010. Pp. 744-754. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.021>.
6. Teerioja N., Moliis K., Kuvaja E., Ollikainen M., Punkkinen H., Merta E. Pneumatic vs. door-to-door waste collection systems in existing urban areas: a comparison of economic performance. *Waste Management*. Vol. 32. Is. 10. 2012. Pp. 1782-1791. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.027>.
7. Kolarova N., Napiórkowski P. Trace elements in aquatic environment. Origin, distribution, assessment and toxicity effect for the aquatic biota. *Ecology & Hydrobiology*. Vol. 21. Is. 4. 2021. Pp. 655-668. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.02.002>.

8. Bakare A., Mosuro A., Osibanjo O. An in vivo evaluation of induction of abnormal sperm morphology in mice by landfill leachates. *Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. Vol. 582. Is. 1–2. 2005. Pp. 28-34.

URL: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2004.12.007>.

9. Benfenati E, Pierucci P., Fanelli R., Preiss A., Godejohann M., Astratov M., Levsen K., Barceló D. Comparative studies of the leachate of an industrial landfill by gas chromatography–mass spectrometry, liquid chromatography–nuclear magnetic resonance and liquid chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. Vol. 831. Is. 2. 1999. Pp. 9673.

URL: [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(98\)00949-2](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(98)00949-2).

10. Allan J., Vrana B., Greenwood R., Mills G. A., Roig B., Gonzalez C. A “toolbox” for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive, *Talanta*, Vol. 69. Is. 2. 2006. Pp. 302-322.

URL: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.09.043>.

11. Poyai, T., Getwech, C., Dhanasin, P., Punyapalakul, P., Painmanakul, P., & Chawaloesphonsiya, N. Solvent-based washing as a treatment alternative for onshore petroleum drill cuttings in Thailand. *Science of the Total Environment*. 718. 2020. Pp.137-384.

12. Ball, A. S., Stewart, R. J., & Schliephake, K. A review of the current options for the treatment and safe disposal of drill cuttings. *Waste Management & Research*. 30(5). 2012. Pp. 457-473.

13. Drzewicz, P., Nałęcz-Jawecki, G., Drobniewska, A., Zgadzaj, A., Smoliński, A., Krzan, M., & Starzycka, A. Toxicological evaluation of thermal treatment of drilling waste from shale gas exploration in Poland. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 26(1). 2019. Pp. 45-57.

14. Ellis, J. I., Fraser, G., & Russell, J. Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 456. 2012. Pp. 285-302.

15. Holdway, D. A. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin*. 44(3). 2002. Pp. 185-203.

16. Rye, H., Berland, H., & Sanni, S. Comparing biomarker responses with risk estimates used for decision analysis. *Water Pollution VIII: Modelling, Monitoring and Management*. 1. 2006. Pp. 323-335.

17. Balk, L., Hylland, K., Hansson, T., Berntssen, M. H., Beyer, J., Jonsson, G., ... & Klungsøyr, J. Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production. *PLoS One*, 6(5). 2011. e19735.

18. Aagaard-Sørensen, S., Junttila, J., & Dijkstra, N. Identifying past petroleum exploration related drill cutting releases and influences on the marine environment and benthic foraminiferal communities, Goliat Field, SW Barents Sea. Norway. *Marine Pollution Bulletin*. 129(2). 2018. Pp. 592-608.

19. Zoldoš, V., Vidaković-Cifrek, Ž., Tomić, M., & Papeš, D. Oil and gas industrial chemicals' cytotoxicity studied by allium test. *Water, Air, and Soil Pollution*. 94. 1997. Pp. 181-190.

20. O. Krainiukov, I. Kryvytska, I. Zhytnetskyi, A. Demenko. Territory monitoring within the city of Myrgorod in areas of oil product pollution. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment : XVII International Scientific Conference (7–10 November 2023)*, Kyiv. Vol. 2023. Pp.1-5.

URL: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520109>

21. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Технологія локального очищення рідкої фракції бурового шламу від специфічних забруднюючих речовин. *Міжнародний науковий журнал "Інтернаука"*. №3. 2023. С. 90-92.

URL: <https://doi.org/10.25313/2520-2057-2023-3-8617>

22. Крайнюков О. М., Кривицька І. А., Житнецький І. В. Токсикологічна оцінка якості очищення бурових стічних вод. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія «Екологія»*. Вип. 28. 2022. С. 83-90. DOI:

URL: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2023-28-07>

23. Крайнюков О., Кривицька І., & Найдьонова О. Технологія знешкодження

небезпечних відходів, що утворюються під час розвідки, видобування корисних копалин. *Молодий вчений*. 1 (125). 2024. С. 1-4.

URL: <https://doi.org/10.32839/2304-5809/2024-1-125-10>

24. Про управління відходами : Закон України від 29.06. 2023 р. № 2320-IX / Відомості Верховної Ради України. Київ: Парлам. вид-во. 2023. 25с. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#n987> (дата звернення: 15.11.2024).