



ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ: ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ

Колективна монографія

за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції
«Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво,
експлуатація, моніторинг»



ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ: ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ

Колективна монографія
за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції
«Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво,
експлуатація, моніторинг»

Київ
ГО «МНГ»
2025



WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL: DESIGNING, CONSTRUCTION, OPERATION AND MONITORING

Collective monograph

*based on the outcomes of the 6th International Scientific and Technical
Conference “Water Supply and Wastewater Management: Design,
Construction, Operation, Monitoring”*

the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyy

Kyiv
NGO “ISG”
2025



Міністерство освіти і науки України
Національний університет «Львівська політехніка»
Університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ: ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ

Колективна монографія
за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції
«Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво,
експлуатація, моніторинг»

за редакцією проф. Мальованого М. С.

Київ
ГО «МНГ»
2025



Ministry of Education and Science of Ukraine
National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine
Lublin University of Technology, Lublin, Poland
All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL: DESIGNING, CONSTRUCTION, OPERATION AND MONITORING

*Collective monograph
based on the outcomes of the 6th International Scientific and Technical
Conference “Water Supply and Wastewater Management: Design,
Construction, Operation, Monitoring”*

the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyy

Kyiv
NGO “ISG”
2025

Міністерство освіти і науки України
Національний університет «Львівська політехніка»
Університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

Ministry of Education and Science of Ukraine
National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine
Lublin University of Technology, Lublin, Poland
All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine

Рекомендовано Вченою радою державної наукової установи
«Інститут екологічного відновлення та розвитку України»,
(протокол № 6-25 від 13.11.2025 року)

Рецензенти / Reviewers:

Пляцук Л. Д. <i>Prof. L. Pliatsuk</i>	доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та природоохоронних технологій Сумського державного університету. <i>Sumy State University.</i>
Шмандій В. М. <i>Prof. Shmandiy</i>	доктор технічних наук, професор кафедри екології та біотехнології Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського. <i>Kremenchuk National University named after Michael Ostrogradskiy.</i>
Адаменко Я. О. <i>Prof. Adamenko</i>	доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу. <i>Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas.</i>
Масікевич Ю. Г. <i>Prof. Masykevich</i>	доктор біологічних наук, професор кафедри гігієни та екології Вищого державного медичного закладу України «Буковинський державний медичний університет». <i>Doctor of Science, Professor, Professor of the Department of Hygiene and Ecology of the Bukovyna State Medical University</i>

В 62 **Водопостачання і водовідведення:** проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг : кол. монограф. за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : ГО «МНГ», 2025. — 252 с. : рис., табл. — on-line. = *Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring : collective monograph based on the outcomes of the 6th International Scientific and Technical Conference "Water Supply and Wastewater Management: Design, Construction, Operation, Monitoring" / the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyy — Eelectron. Data — Kyiv : NGO "ISG", 2023. — 252 p. : illustr., tabl., photo'. — on-line.*

ISBN 978-617-8285-49-4 (on-line)

Колективну монографію присвячено освітленню результатів наукових доповідей, оголошених на VI Міжнародній науково-технічній конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг», за тематикою: водопровідні і каналізаційні мережі; очищення води, очищення і обробка стічних вод, переробка осаду; економіка водопостачання і водовідведення; вплив елементів управління водою та стічними водами на навколишнє середовище.

Монографію рекомендовано науковцям, викладачам, аспірантам, докторантам тощо.

The monograph is devoted to the coverage of the results of scientific reports announced at the 6th International Scientific and Technical Conference "Water Supply and Sewerage: Design, Construction, Operation, Monitoring" on the following topics: water supply and wastewater networks; water purification, wastewater and sludge treatment; Economics of water and wastewater management; Influence of elements of water and wastewater management systems on the natural environment.

УДК=UDK 556.11

ЗМІСТ

РОЗДІЛ 1

ВОДНІ РЕСУРСИ В УМОВАХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ	7
--	---

Попович О. Р., Попович С. П., Мальований М. С

ВОДА ЯК СТРАТЕГІЧНИЙ РЕСУРС У КОНТЕКСТІ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН ТА ВИРІШЕННІ ЦІЛЕЙ СТАЛОГО РОЗВИТКУ. ВИКОРИСТАННЯ НОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	8
---	---

Касіяничук Д. В.

ОЦІНКА ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕНОСТІ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ ДЛЯ ПОТРЕБ ПЛАНУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ НА ПРИКЛАДІ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКА	29
---	----

Дригулич П. Г., Дригулич С. П., Орфанова М. М.

ВОДОКОРИСТУВАННЯ НА ОБ'ЄКТАХ ВИДОБУВАННЯ ВУГЛЕВОДНІВ ТА ПРОБЛЕМНІ АСПЕКТИ ПРИ ОФОРМЛЕННІ ДОЗВІЛЬНОЇ ДОКУМЕНТАЦІЇ	64
--	----

Мальований М. С., Антонов М. Д.

ЗМІНА КЛІМАТИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ У КОНТЕКСТІ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ: РЕТРОСПЕКТИВА ТЕНДЕНЦІЙ ТА ПЕРСПЕКТИВА СТРАТЕГІЧНИХ ПІДХОДІВ ДО АДАПТАЦІЇ	84
---	----

Мокрий В. І., Казимира І. Я., Пастернак О. М.,

Паньковська Г. П., Лисик П. М.

ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ГІДРОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ ЯВОРІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ	106
---	-----

РОЗДІЛ 2

ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ, ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ СИСТЕМАМИ	120
--	-----

Бондарчук О. В., Шахновський А. М., Спасьонова Л. М., Мокієнко А. В.

ПРОЦЕСИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ ДІОКСИДОМ ХЛОРУ: ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-СТАТИСТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ	121
--	-----

Дичко А. О., Мінаєва Ю. Ю.

МОДЕЛЮВАННЯ РИЗИК-ОРІЄНТОВАНОГО ЕНЕРГО-
ЕФЕКТИВНОГО УПРАВЛІННЯ СИСТЕМ ТЕХНІЧНОЇ
ВОДОПІДГОТОВКИ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ..... 137

Мандрик О. М., Тирлич В. В., Барабан К. І.,

Хованець М. Т., Маланюк І. І.

ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ
ВЛАСТИВОСТЕЙ СТІЧНИХ ВОД ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ..... 163

Дячок В. В., Одноріг З. С., Гуглич С. І.

ВИВЧЕННЯ ВПЛИВУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО
ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ
СТІЧНОЇ ВОДИ ЗА УЧАСТІ МІКРОВОДОРОСТЕЙ..... 190

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ АНТРОПОГЕННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ
ТА ШЛЯХИ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ 211

Бондар О. І., Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Бойко Р. Я.,

Вронська Н. Ю., Слюсар В. Т., Сторошук У. З., Корбут М. С.

УТИЛІЗАЦІЯ ХАРЧОВИХ ВІДХОДІВ ВИКОРИСТАННЯМ
ЇХ ЯК В СКЛАДІ СИРОВИНИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА
РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО КОМПОСТУ..... 212

Петрушка К. І., Петрушка І. М.

АНАЛІЗ СПОЛУК ХРОМУ В ҐРУНТІ ВНАСЛІДОК
ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ..... 236

РОЗДІЛ 1

ВОДНІ РЕСУРСИ В УМОВАХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ

ВОДА ЯК СТРАТЕГІЧНИЙ РЕСУРС У КОНТЕКСТІ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН ТА ВИРІШЕННІ ЦІЛЕЙ СТАЛОГО РОЗВИТКУ. ВИКОРИСТАННЯ НОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Попович О.Р., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доц.,
доцент кафедри екології та збалансованого
природокористування, Україна, Львів

Попович С.П., Національний університет «Львівська політехніка», аспірант
кафедри екології та збалансованого природокористування,
Україна, Львів

Мальований М.С., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
проф., завідувач кафедри екології та збалансованого
природокористування, Україна, Львів

Abstract

The article considers water as a strategic resource that determines the socio-economic stability and national security of the state. The impact of climate change on the state of water resources, trends in the reduction of fresh water reserves, as well as the main problems of water supply are analyzed. Accidental discharges into surface water bodies are one of the most dangerous types of pollution. They can occur as a result of man-made accidents, unauthorized discharge of industrial and domestic wastewater, spills of oil products or chemicals. Such events are often local in nature, but can quickly spread throughout the river system, negatively affecting flora and fauna and posing a threat to drinking water sources. In modern conditions, there is a need to use artificial intelligence systems for operational and automated monitoring of water bodies. Artificial intelligence (AI) systems are opening up new opportunities for ecological monitoring of water resources. The use of machine and deep learning algorithms allows for automatic processing of large data sets from various sources, such as satellite imagery, drones, IoT sensor networks.

Вступ

Вода є одним із найважливіших природних ресурсів, який забезпечує існування біосфери та розвиток людської цивілізації. Її роль як джерела життя, енергії, продовольства і промислового розвитку робить її стратегічним фактором у системі національної та глобальної безпеки. Водночас зростання населення, урбанізація, індустріалізація та зміни клімату спричиняють посилення дефіциту прісної води у світі. За оцінками ООН, лише близько 0,5 % від загального обсягу води на Землі є придатними для безпосереднього використання людиною [7]. Така обмеженість ресурсів робить воду не лише життєво необхідним, а й стратегічно важливим елементом сталого розвитку.

1. Вода як стратегічний ресурс

У сучасному світі вода дедалі частіше розглядається як елемент економічної та політичної стабільності. Її наявність визначає рівень розвитку енергетики, сільського господарства, промисловості й забезпечення населення. Як відзначає ЮНЕСКО, вода є «основою економічного процвітання і соціального миру» [8]. Розподіл прісної води по планеті є вкрай нерівномірним. Більшість запасів зосереджена у декількох країнах, тоді як понад 2 млрд людей живуть у регіонах із хронічним дефіцитом води. За прогнозами ООН, до 2050 року ця цифра може зрости до 5 млрд осіб [7].

Для України вода також має стратегічне значення. Незважаючи на розвинену річкову систему, обсяги водних ресурсів у країні є обмеженими: середня забезпеченість водою становить близько 1 000 м³ на людину на рік, що відносить Україну до водонезабезпечених країн [9]. Значення води як стратегічного ресурсу проявляється у багатьох аспектах. По-перше, вода забезпечує базові потреби людини – пиття, гігієну, приготування їжі. Недостатній доступ до чистої води може призводити до серйозних проблем зі здоров'ям, поширення хвороб і підвищення смертності. За даними ООН, мільярди людей у світі щоденно стикаються з дефіцитом питної води, що підкреслює важливість її раціонального використання та захисту джерел.

По-друге, вода є ключовим фактором для розвитку економіки. Вона використовується у промисловому виробництві, сільському господарстві та енергетиці. Наприклад, виробництво продуктів харчування, особливо у тваринництві та рослинництві, потребує значних обсягів води для поливу та технологічних процесів. У промисловості вода використовується для охолодження обладнання, хімічних процесів, виробництва електроенергії на гідроелектростанціях. В умовах обмежених водних ресурсів забезпечення їхнього сталого використання стає питанням національної безпеки.

По-третє, вода має геополітичне значення. Країни, які контролюють великі водні ресурси, мають стратегічну перевагу у світовій політиці. Водні ресурси річок, озер та підземних вод можуть стати предметом міжнародних конфліктів, особливо у регіонах з посушливим кліматом або обмеженими запасами прісної води. Тому держави формують стратегії захисту водних ресурсів, інвестують у модернізацію водопостачання, будівництво дамб та систем зрошення.

Збереження та управління водними ресурсами вимагає інтегрованого підходу. Необхідно впроваджувати сучасні технології очищення та повторного використання води, проводити моніторинг стану водних об'єктів, здійснювати раціональний розподіл води між різними сферами. Крім того, важливим аспектом є міжнародна співпраця у сфері водних ресурсів, адже річки та озера часто перетинають кордони кількох країн.

В умовах глобальної кліматичної кризи роль води як стратегічного запасу зростає. Зміни клімату призводять до посух, зменшення рівня води у річках і водосховищах, а також до частіших повеней. Це підкреслює необхідність підготовки до надзвичайних ситуацій, створення резервних запасів води та розвитку інфраструктури для її збереження та раціонального використання.

Таким чином, вода є не просто природним ресурсом, а стратегічним запасом, від якого залежить безпека держави, економічний розвиток та добробут населення. Раціональне використання води, її захист та модернізація систем водопостачання стають ключовими завданнями сучасного суспільства.

Забезпечення доступу до чистої води для всіх категорій населення – це не лише питання соціальної справедливості, а й основа стабільності та розвитку країни.

2. Вплив кліматичних змін на стан водних ресурсів

Кліматичні зміни суттєво впливають на формування та використання водних ресурсів. Збільшення середньорічної температури, зміни режиму опадів і часті екстремальні погодні явища призводять до скорочення водного стоку, деградації водних екосистем і посилення конкуренції за водні ресурси.

За даними UN-Water, близько 90 % усіх природних катастроф пов'язані з водою — посухи, повені, штормові зливи [7]. Танення льодовиків та зменшення снігового покриву безпосередньо впливають на річковий стік, від якого залежать мільйони людей.

В Україні спостерігаються аналогічні тенденції. Дослідження Інституту водних проблем і меліорації НААН показало, що за останні десятиліття рівень водності більшості річок зменшився, особливо у степових регіонах [9]. Водночас збільшення частоти посух і пилових бур створює додаткові труднощі у забезпеченні сільського господарства водою.

Промислові підприємства, сільське господарство та комунальні системи скидають у водойми відходи, що містять важкі метали, нітрати, пестициди та органічні забруднювачі. Це погіршує якість води та підвищує витрати на її очищення. Більшість водопровідних мереж України експлуатується понад 40 років. Через старіння труб і неефективну систему обліку втрати води досить вагомі. Південні області України — Одеська, Херсонська, Миколаївська — мають обмежені природні запаси прісної води. Зруйнування Каховської ГЕС у 2023 році спричинило серйозну екологічну катастрофу, що вплинула на водозабезпечення мільйонів людей.

Підвищення температури, зменшення опадів, деградація лісів і надмірна експлуатація підземних вод посилюють ризики водного дефіциту. Дослідження показують, що навіть невелике зменшення споживання води може суттєво поліпшити стійкість систем водопостачання [3].

3.Вплив кліматичних змін на якість води

Кліматичні зміни суттєво впливають на якість водних ресурсів, створюючи серйозні загрози для здоров'я населення, екосистем та економіки. Підвищення температури, посухи, повені та зміни у режимі опадів призводять до значних коливань у хімічному, фізичному та біологічному складі води.

Одним із основних наслідків є концентрація забруднюючих речовин у воді під час посух. Зменшення обсягу річок, озер та водосховищ призводить до того, що токсини, пестициди, важкі метали та інші хімічні сполуки стають більш концентрованими. Це підвищує ризик інтоксикацій для людей та тварин, а також погіршує умови для розвитку водної флори та фауни.

Повені та паводки, у свою чергу, спричиняють механічне та хімічне забруднення водних об'єктів. Великі потоки води змивають із земель сільськогосподарські та промислові відходи, каналізаційні стоки, будівельне сміття та токсичні речовини. Після таких подій вода стає непридатною для пиття та потребує інтенсивного очищення. Також це створює ризик поширення хвороб, які переносяться водою, таких як холера, дизентерія та різні вірусні інфекції.

Зміна температури води через глобальне потепління впливає на розвиток мікроорганізмів та водоростей. Тепліші води сприяють цвітінню токсичних водоростей, особливо у стоячих водоймах та водосховищах. Це явище знижує якість води, робить її небезпечною для пиття, рибного господарства та рекреації, а також ускладнює процеси очищення на водоочисних станціях.

Крім того, підвищення рівня світового океану призводить до проникнення солоної води у підземні водоносні горизонти та прибережні річки. Це явище зменшує доступність прісної води для населення та сільського господарства, особливо у прибережних і островних регіонах. Солоня вода негативно впливає на сільськогосподарські угіддя, погіршує умови для питного водопостачання та загрожує існуванню екосистем прісноводних водойм.

Таким чином, вплив кліматичних змін на якість води є багатограним. Він включає як хімічні, так і біологічні зміни у воді, збільшує ризики для здоров'я людини, зменшує придатність води для господарських потреб та погіршує стан екосистем. Раціональне управління водними ресурсами, постійний моніторинг їх якості та впровадження сучасних технологій очищення є критично важливими заходами для забезпечення безпечної води в умовах глобальних кліматичних змін.

На сьогоднішній час основним завданням адаптації водного господарства до зміни клімату є збереження потенціалу та запобігання втрат обсягів та якості водних ресурсів.

Основними пріоритетами у цій сфері є:

- зменшення втрат поверхневих водних ресурсів завдяки зменшенню площі випаровування та оптимізації використання води в сільському господарстві;
- удосконалення моніторингу, прогнозування, картографування небезпек, що пов'язані зі шкідливою дією вод;
- оновлення схем захисту та планів реагування, оптимізація та оновлення системи водозахисних споруд;
- модернізація водогосподарської системи, підвищення коефіцієнтів корисної дії водогосподарських споруд, осучаснення правил експлуатації водосховищ, модернізація зрошувальних систем;
- збереження водного потенціалу великих річок, оптимізація регулювання стоку, охорона та регулювання водоохоронних зон, лісових масивів, водно-болотних угідь;
- збереження якості водних ресурсів: осучаснення моніторингу, систем водовідведення та водоочищення, вдосконалення та диверсифікація водопідготовки та розподілу води.

В цілому в нашій державі назріла необхідність реформування управління водними ресурсами в напрямку досягнення «доброго» стану вод шляхом створення нормативно-правових, інституційних та економічних засад

впровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом, ефективному та виправданому застосуванні принципів «забруднювач платить» та «користувач платить».

Такі зміни можуть бути впроваджені через розробку Водної стратегії держави на період до 2050 року. Збільшення кількості та частоти надзвичайних ситуацій на водних об'єктах вимагає оновлення планів реагування на надзвичайні ситуації, зокрема налагодження системи інформування населення про загрози. Сприятиме покращенню стану водних ресурсів проведення природоохоронних заходів на державному та басейновому рівнях, зокрема розбудова мережі територій під особливою охороною та екологічних коридорів, охорона та відновлення прибережних, водно-болотних та водних екосистем. Для підвищення фінансової стійкості водного господарства необхідним є запровадження системи страхування кліматичних ризиків. При стратегічному плануванні розвитку галузей та територій необхідно враховувати заходи щодо адаптації водного господарства до зміни клімату.

4. Аварійні скиди

Аварійні скиди у поверхневі водні об'єкти є одним із найнебезпечніших видів забруднення. Вони можуть виникати внаслідок техногенних аварій, несанкціонованого скидання промислових та побутових стоків, розливів нафтопродуктів або хімічних речовин. Такі події часто мають локальний характер, але здатні швидко поширюватися по річковій системі, негативно впливаючи на флору і фауну та створюючи загрозу для джерел питної води.

Традиційні методи моніторингу водних ресурсів базуються на періодичних лабораторних аналізах проб води, польових вимірюваннях фізико-хімічних параметрів та спостереженнях за водними потоками. Ці методи мають ряд обмежень: значні часові затрати на отримання результатів, низьку частоту вимірювань, обмежену здатність прогнозувати надзвичайні ситуації та залежність від людського фактора.

В умовах швидкого розвитку промислових технологій та зростаючого ризику аварійного забруднення з'являється необхідність у впровадженні нових підходів, які забезпечують оперативне та комплексне спостереження за станом водних об'єктів.

Якість та стан водних ресурсів мають безпосередній вплив на функціонування енергетичного сектору, особливо у контексті сталого використання природних ресурсів та екологічної безпеки. Енергетика, зокрема гідроелектростанції (ГЕС), теплові електростанції (ТЕС) та атомні електростанції (АЕС), значною мірою залежить від наявності чистої води.

Власне використання системи штучного інтелекту (ШІ) відкривають нові можливості для екологічного моніторингу стану водних ресурсів. Застосування алгоритмів машинного та глибинного навчання дозволяє автоматично обробляти великі масиви даних із різних джерел, таких як супутникові знімки, дрони, сенсорні мережі IoT та історичні дані хімічного складу води.

ШІ може виявляти аномалії, прогнозувати потенційні загрози та інтегрувати результати з системами управління територіями та GIS, забезпечуючи своєчасне реагування на аварійні ситуації.

Аварійні скиди включають надзвичайні розливи нафти, хімічних реагентів або промислових стоків. Вони мають локальний характер, але швидко поширюються водними потоками, створюючи загрозу для довкілля та населення. Зазвичай такі інциденти виникають через техногенні аварії, стихійні явища або порушення норм поводження з небезпечними речовинами.

5. Основні підходи у застосуванні ШІ для водного моніторингу

У сучасних умовах виникає потреба у застосуванні систем штучного інтелекту для оперативного та автоматизованого моніторингу водних об'єктів. ШІ дозволяє:

- обробляти великі обсяги даних у реальному часі;
- прогнозувати потенційні аварійні ситуації на основі історичних та погодних даних;

- інтегрувати інформацію з різних джерел (сенсори, супутники, дрони) для комплексного аналізу;
- мінімізувати вплив людського фактору та підвищити точність контролю.

Впровадження таких технологій є важливим кроком до створення систем раннього реагування, забезпечення екологічної безпеки та сталого використання водних ресурсів.

У сфері екології та моніторингу водних ресурсів ІІІ дозволяє автоматизувати процеси збору, обробки та інтерпретації даних, що традиційно потребували значних трудових та часових затрат.

Основними завданнями застосування ІІІ у водному моніторингу є:

- автоматичне виявлення аномалій у хімічному складі води;
- візуальних ознаках забруднення;
- прогнозування ризику аварійних скидів на основі історичних даних та погодних умов;
- інтеграція інформації з різних джерел для отримання комплексної картини стану водного об'єкта;
- підтримка прийняття рішень органами контролю та промисловими підприємствами.

Для вирішення завдань екологічного моніторингу використовуються кілька основних підходів штучного інтелекту:

- Машинне навчання (ML) – алгоритми, що навчаються на історичних даних для прогнозування майбутніх станів водних об'єктів або класифікації забруднень. Приклади: Random Forest, Support Vector Machines, Gradient Boosting.
- Глибинне навчання (Deep Learning, DL) – нейронні мережі, здатні працювати з великими масивами даних та складними структурами, такими як супутникові знімки або відеопотоки. Приклади: CNN для обробки зображень, LSTM для аналізу часових рядів.

- Аналіз часових рядів – моделі, що прогнозують параметри води (рН, концентрації забруднень, температуру) у реальному часі на основі історичних трендів. Приклади: ARIMA, Prophet.

- Класифікація та детекція аномалій – алгоритми, що виявляють відхилення від норми у складі води або у зовнішньому вигляді водойми. Це критично важливо для оперативного реагування на аварійні скиди.

Для ефективного функціонування систем ШІ необхідно мати багатоканальні джерела даних:

Супутникові знімки (Sentinel-2, Landsat) – дозволяють оцінювати візуальні та спектральні характеристики водних об'єктів, виявляти нафтопродукти, піни або хімічні забруднення.

Дрони та безпілотні літальні апарати – забезпечують деталізовані зображення важкодоступних ділянок водойм, дозволяють проводити регулярний моніторинг.

Сенсорні мережі IoT – датчики рівня води, температури, електропровідності, концентрацій окремих хімічних сполук, розташовані у різних точках водойми. Вони дають змогу здійснювати безперервне спостереження за станом водних мереж.

6. Методи виявлення аварійних скидів із застосуванням ШІ

Алгоритми аналізу зображень

Виявлення поверхневих забруднень (нафтопродукти, піна, хімічні речовини) можливе за допомогою комп'ютерного зору та алгоритмів аналізу зображень. Основні підходи:

- CNN (Convolutional Neural Networks) – нейронні мережі для обробки супутникових знімків або зображень з дронів. Дозволяють автоматично визначати ділянки забруднення.

- Методи сегментації зображень – U-Net або Mask R-CNN, що дозволяють виділяти зони забруднення на фото та формувати карти ризику.

- Класифікація аномалій за спектральними характеристиками – на основі мультиспектральних та гіперспектральних даних визначають наявність нафтопродуктів або хімічних домішок.

Моделі детекції аномалій у хімічному складі води

Для виявлення нехарактерних змін у складі води застосовуються алгоритми детекції аномалій:

- Isolation Forest, One-Class SVM – виявляють відхилення параметрів води від нормальних значень.

- Автокодери (Autoencoders) – нейронні мережі, що навчаються відтворювати нормальний стан води, а відхилення сигналізують про потенційне забруднення.

- Порогові методи на основі статистики – визначають критичні значення концентрацій речовин.

Для оцінки ефективності сучасних систем моніторингу водних ресурсів важливо порівняти традиційні підходи та інтелектуальні методи на базі ШІ за кількома ключовими критеріями: швидкість реагування, точність, масштабованість, вартість та здатність прогнозувати аварійні скиди.

1. Оперативність – системи ШІ забезпечують виявлення аномалій у реальному часі, що критично для швидкого реагування на аварійні скиди.

2. Прогнозування та раннє попередження – на основі історичних даних та метеоінформації алгоритми можуть прогнозувати потенційні загрози.

3. Мінімізація людського фактору – автоматизована обробка даних зменшує ймовірність помилок при оцінці стану водойм.

4. Інтеграція даних – можливість поєднувати супутникові знімки, сенсорні дані та історичні вимірювання для комплексного аналізу.

Застосування ШІ для контролю аварійних скидів безпосередньо сприяє досягненню Цілей сталого розвитку (ЦСР), зокрема:

- ЦСР 6 – Чиста вода та санітарія: запровадження інтелектуальних систем моніторингу допомагає покращити якість води, зменшити забруднення та забезпечити сталий доступ до безпечної води.
- ЦСР 9 – Інновації та інфраструктура: інтеграція ІІІ у системи екологічного контролю сприяє розвитку інноваційних технологій в управлінні водними ресурсами.
- ЦСР 13 – Боротьба зі зміною клімату: прогнозування екологічних ризиків дозволяє адаптувати інфраструктуру до нових кліматичних викликів.
- ЦСР 7 – Чиста та доступна енергія: контроль за станом вод є критичним для стабільної роботи гідроелектростанцій, охолоджувальних систем ТЕС/АЕС та інших об'єктів енергетики, де вода є ресурсом або середовищем впливу.

Таким чином, інтеграція штучного інтелекту у моніторинг водного середовища не лише підвищує екологічну безпеку, а й слугує інструментом для гармонізації розвитку енергетики з екологічними вимогами та міжнародними зобов'язаннями щодо сталого розвитку.

Результативність використання штучного інтелекту у сфері управління водними ресурсами є високою, оскільки сучасні алгоритми дозволяють ефективно прогнозувати рівень води в річках і водосховищах, аналізувати якість води в режимі реального часу, оптимізувати системи водопостачання та зрошення, виявляти потенційні джерела забруднення та автоматично коригувати процеси очищення; завдяки штучному інтелекту стає можливим моделювання впливу кліматичних змін на водні ресурси, планування запасів води, запобігання надзвичайним ситуаціям, а також підвищення ефективності використання води в сільському господарстві та промисловості, що сприяє економії ресурсів, зменшенню екологічного навантаження та забезпеченню сталого розвитку водної інфраструктури.

7. Вода як ресурс для відновлювальної енергетики в Україні

Вода є одним із ключових природних ресурсів, що забезпечують життєдіяльність населення, розвиток економіки та виробництво енергії. У контексті глобальної енергетичної кризи та зміни клімату особливої актуальності набуває використання води як основи для відновлювальної енергетики. Гідроенергетика є одним із найефективніших способів виробництва електроенергії без значних викидів парникових газів. В Україні, яка має значний гідрологічний потенціал, водні ресурси виступають стратегічним чинником розвитку відновлювальних джерел енергії.

Гідроенергетика в Україні представлена великими гідроелектростанціями (ГЕС) на річках Дніпро, Дністер та Південний Буг, а також системою малих гідроелектростанцій (МГЕС). Виробництво електроенергії на основі гідросистем дозволяє забезпечити стабільність енергопостачання та регулювати водний баланс. ГЕС виконують функції накопичення та розподілу води, що дозволяє оптимізувати її використання у сільському господарстві, промисловості та побутовій сфері. Малі ГЕС, у свою чергу, забезпечують генерацію енергії в регіональних масштабах без значного втручання в екосистеми. Використання малих гідросистем сприяє локальному енергетичному забезпеченню та розвитку віддалених населених пунктів. Додатково застосування сучасних технологій, зокрема турбін малої потужності та гідроакumuлюючих систем, дозволяє підвищити ефективність водного потенціалу.

Сучасні підходи до використання водних ресурсів передбачають інтеграцію з іншими відновлювальними джерелами енергії, зокрема сонячною та вітровою. Такі системи забезпечують комбіноване виробництво електроенергії та підвищують енергоефективність. Плавучі сонячні електростанції на водосховищах демонструють можливість одночасного використання водної поверхні для генерації сонячної енергії та зменшення випаровування води. Зростання енергоефективності на основі використання відновлюваних джерел сприятиме диверсифікації енергопостачання як

централізованих, так і децентралізованих енергогенерувальних систем. Такий підхід формуватиме підґрунтя для створення національної низьковуглецевої економіки, посилення ролі України в системі міжнародного енергетичного співробітництва та сприятиме розширенню присутності на світових ринках енергетичних ресурсів і послуг.

Підвищення рівня енергоефективності вітчизняного енергетичного сектору шляхом інтеграції відновлюваних джерел енергії сприятиме диверсифікації постачання енергоносіїв як для централізованих, так і для розподілених енерго генерувальних систем. Це, у свою чергу, створює передумови для формування низьковуглецевої національної економіки та зміцнення позицій України в системі міжнародного енергетичного співробітництва, зокрема шляхом розширення присутності на світових ринках енергетичних ресурсів і послуг.

Аналіз останніх політичних рішень і впроваджених законодавчих ініціатив свідчить про наявність усіх необхідних передумов для активного розвитку сектору відновлюваної енергетики в Україні. Серед них – високий природно-ресурсний потенціал відновлюваних джерел енергії, наявність нормативно-правового забезпечення та державної підтримки, розвинена науково-технічна база, а також інтерес з боку як національних, так і міжнародних інвесторів.

У контексті довгострокової стратегії розвитку енергетичної галузі України, пріоритетне значення належить відновлюваним джерелам енергії, з огляду на їх екологічну безпечність, практично невичерпний потенціал та стратегічну значущість для забезпечення енергетичної безпеки держави. Подальший розвиток науково-технічної бази у сфері ВДЕ з метою поступового витіснення традиційних (вуглецевих) джерел енергії в межах раціонального використання наявного потенціалу є актуальним завданням національного рівня.

Наукова спільнота України відіграє важливу роль у реалізації положень Національного плану дій з розвитку відновлюваної енергетики, сприяючи

формуванню інноваційних підходів та технологічних рішень, необхідних для досягнення цілей декарбонізації економіки.

У цьому контексті особливої актуальності набуває перехід до відновлювальних джерел енергії (ВДЕ). Проте не всі ВДЕ однаково екологічні щодо води. Тому сучасні дослідження зосереджені на комбінованих схемах використання різних типів ВДЕ, які дозволяють не лише зменшити викиди парникових газів, а й мінімізувати навантаження на водні ресурси.

Штучний інтелект і сучасні системи моніторингу водних ресурсів дозволяють прогнозувати водні потоки та регулювати виробництво енергії з урахуванням сезонних коливань та кліматичних змін. Це підвищує надійність енергопостачання та забезпечує більш раціональне використання води.

Незважаючи на значні переваги, використання води у гідроенергетиці пов'язане з екологічними ризиками. Будівництво великих ГЕС може призводити до порушення природного режиму річок, деградації екосистем, зміни міграційних шляхів риб та затоплення земельних ділянок. Тому сучасна енергетична політика передбачає баланс між виробництвом енергії та охороною навколишнього середовища.

Кліматичні зміни створюють додаткові ризики: нерівномірний розподіл опадів, посухи та повені можуть впливати на продуктивність ГЕС. Для зменшення ризиків застосовуються комбіновані системи енергопостачання та технології акумулювання енергії, що забезпечують стабільність виробництва електроенергії навіть у несприятливих умовах.

Вода є критично важливим ресурсом для розвитку відновлювальної енергетики в Україні. Використання великих і малих гідроелектростанцій, інтеграція з іншими відновлювальними джерелами та впровадження інноваційних технологій дозволяють забезпечити стабільне, екологічно безпечне та ефективне виробництво електроенергії. Раціональне управління водними ресурсами та збалансоване використання гідроенергетичного потенціалу є ключовими чинниками сталого розвитку енергетики та збереження екосистем.

Але сучасні виклики – зміна клімату, забруднення, нестача води в деяких регіонах – змушують замислитися, як забезпечити сталий доступ до води для майбутніх поколінь. Саме цьому присвячені Цілі сталого розвитку ООН, до яких Україна активно прагне долучитися.

Однією з ключових цілей сталого розвитку є забезпечення чистої води та санітарії. В Україні це означає модернізацію водопостачальних мереж, очищення та повторне використання води, охорону природних джерел і контроль за забрудненням. Сучасні технології очищення води дозволяють не лише забезпечити питну воду у містах, а й підвищити ефективність її використання в сільському господарстві та промисловості.

Зміни клімату суттєво впливають на водні ресурси. Часті посухи, повені та зміни режиму річок потребують нових підходів до управління водою. Використання штучного інтелекту та систем моніторингу дозволяє прогнозувати водні потоки, оптимізувати водопостачання, попереджати надзвичайні ситуації та ефективно управляти запасами води.

Ціль 14 – наголошує на необхідності збереження водних екосистем. У рамках цієї мети в Україні ведеться робота з охорони річок, озер та водосховищ від забруднень, відновлення деградованих водойм та підтримки біорізноманіття. Серед основних викликів – нераціональне використання води, забруднення промисловими та побутовими стоками, деградація підземних водоносних горизонтів та зміни клімату. Подолати їх можна лише комплексним підходом: модернізацією водопостачальних мереж, очищенням стоків, впровадженням технологій повторного використання води, міжнародною співпрацею та застосуванням інноваційних систем управління водними ресурсами.

8. Міжнародна співпраця у сфері водних ресурсів

Міжнародна співпраця є ключовою умовою ефективного управління водними ресурсами у контексті кліматичних змін. Водні ресурси не мають адміністративних меж: понад 60 % річкових басейнів світу є транскордонними,

тобто охоплюють території двох і більше держав. Така ситуація вимагає розроблення узгоджених механізмів управління, які забезпечували б справедливий розподіл водних ресурсів, попередження конфліктів і спільний екологічний контроль [7].

Вирішальне значення має участь держав у реалізації Цілей сталого розвитку Організації Об'єднаних Націй (ЦСР), ухвалених у 2015 році. Зокрема, Ціль № 6 — «Чиста вода та належні санітарні умови» — передбачає забезпечення доступу всіх людей до безпечної та доступної води, покращення якості води шляхом зменшення забруднення, підвищення ефективності водокористування, а також інтегроване управління водними ресурсами на всіх рівнях, включно з транскордонним співробітництвом [7].

Згідно з доповіддю ООН *World Water Development Report 2024*, реалізація ЦСР № 6 безпосередньо впливає на досягнення інших глобальних цілей — подолання бідності (ЦСР 1), забезпечення продовольчої безпеки (ЦСР 2), розвитку сталої енергетики (ЦСР 7), адаптації до змін клімату (ЦСР 13) та збереження екосистем суші (ЦСР 15) [8]. Таким чином, водна політика набуває системного, міждисциплінарного характеру.

Міжнародні ініціативи, такі як Міжнародний водний форум, Водна програма ООН (UN-Water), Рамкова директива Європейського Союзу про водну політику (2000/60/EC), спрямовані на гармонізацію підходів до управління водними ресурсами, обмін досвідом і технологіями, створення баз даних моніторингу якості води, а також на залучення інвестицій у сферу водопостачання та очищення.

Особливе місце у міжнародному водному праві займає Конвенція про охорону та використання транскордонних водотоків і міжнародних озер (Гельсінкі, 1992 р.), яка встановлює принципи співробітництва між країнами, що спільно користуються водними об'єктами. Україна є стороною цієї конвенції з 1999 року, що зобов'язує державу здійснювати моніторинг водного балансу, обмін інформацією та попередження забруднення транскордонних річок, таких як Дністер і Тиса [9].

Важливим напрямом є також участь України у Європейському інструменті сусідства та партнерства (ENI Water Initiative), який сприяє впровадженню європейських стандартів у сфері управління водними ресурсами, розвитку систем моніторингу та підвищенню енергоефективності водопостачальних підприємств.

Окремої уваги заслуговує співпраця в межах Глобальної рамкової програми з адаптації до зміни клімату (GCF Adaptation Programme), що підтримує країни у розробленні національних стратегій з управління водними ресурсами.

Зокрема, Україна отримує технічну допомогу у проєктах з підвищення стійкості до посух, відновлення малих річок і розвитку систем повторного використання очищеної води [10].

Отже, міжнародне співробітництво є не лише інструментом обміну знаннями та технологіями, а й механізмом глобальної водної безпеки, який забезпечує узгодженість дій держав у сфері охорони, розподілу та раціонального використання водних ресурсів. Без активної участі у таких ініціативах неможливо досягти цілей сталого розвитку та забезпечити екологічну стабільність.

Висновки

Вода є невідновним у короткостроковій перспективі ресурсом, який визначає екологічну стабільність, економічну незалежність і якість життя населення. У сучасних умовах кліматичних змін забезпечення водної безпеки стає ключовим завданням державної політики.

Проблеми водопостачання в Україні мають комплексний характер і потребують системного підходу: модернізації інфраструктури, впровадження інноваційних технологій, вдосконалення управління та підвищення екологічної свідомості громадян. Раціональне використання водних ресурсів, адаптація до кліматичних змін та міжнародне партнерство — це основа сталого розвитку і гарантія водної безпеки майбутніх поколінь.

Аналіз сучасного стану моніторингу водних ресурсів показує, що аварійні скиди залишаються однією з найбільш серйозних екологічних проблем, оскільки вони призводять до деградації водних екосистем, загибелі біоти, погіршення якості питної води та зростання ризиків для здоров'я населення. Своєчасне виявлення таких інцидентів є критично важливим для мінімізації шкоди довкіллю та запобігання соціально-економічним наслідкам. Традиційні методи моніторингу, що базуються на відборі проб і лабораторних аналізах, хоча й забезпечують високий рівень точності, характеризуються значною часовою затримкою, високою вартістю та обмеженим просторовим охопленням. Це робить їх малоефективними у випадках, коли потрібна оперативність та масштабованість.

Системи штучного інтелекту відкривають новий рівень контролю, дозволяючи інтегрувати різноманітні джерела даних – від супутникових знімків і безпілотних літальних апаратів до сенсорних ІТ-мереж та історичних баз даних. Завдяки цьому підвищується не лише точність, але й швидкість виявлення аварійних скидів, а також з'являється можливість аналізу великих масивів інформації у режимі реального часу. Застосування алгоритмів машинного навчання, глибокого навчання та детекції аномалій дозволяє не лише фіксувати вже наявні випадки забруднення, а й здійснювати прогнозування ризиків на основі трендів, кліматичних факторів та сезонних коливань. Це перетворює процес моніторингу на активний інструмент екологічного управління.

Інтеграція інтелектуальних систем з геоінформаційними технологіями та автоматизованими платформами управління водними ресурсами надає можливість не лише визначати місце та масштаби забруднення, а й прогнозувати його поширення в просторі та часі. Це дозволяє органам влади і службам екологічного контролю оперативно приймати обґрунтовані рішення, оптимізувати ресурси для ліквідації наслідків та знижувати рівень екологічних збитків. У перспективі створення єдиних регіональних чи національних систем моніторингу дозволить формувати повноцінну базу даних про стан водних

об'єктів, забезпечуючи підвищений рівень прозорості та доступності інформації для науковців, управлінців та громадськості.

Разом із тим, впровадження ІІІ-технологій супроводжується низкою викликів, серед яких – необхідність накопичення великих масивів якісних навчальних даних, потреба у високій обчислювальній потужності, інтеграція з існуючими інфраструктурними рішеннями, а також питання кібербезпеки та захисту даних. Важливим завданням залишається підготовка кваліфікованих кадрів, здатних працювати з новітніми інструментами аналізу та управління. Водночас саме ці виклики стимулюють розвиток міждисциплінарних досліджень, сприяючи тіснішій співпраці між екологами, інженерами та ІТ-фахівцями.

Перспективи розвитку таких систем можна окреслити у кількох напрямках:

- створення повністю автоматизованих багаторівневих платформ моніторингу з використанням дронів та сенсорних мереж;
- застосування комплексного аналізу великих даних у реальному часі з можливістю прогнозування сценаріїв поширення забруднень;
- інтеграція систем моніторингу у державні та міжнародні програми екологічної безпеки;
- підвищення ефективності раннього попередження аварійних скидів та мінімізація екологічних збитків;
- розширення участі громадськості та екологічних організацій у контролі якості води шляхом відкритих даних та доступу до екологічної інформації.

Таким чином, впровадження інтелектуальних систем моніторингу є не лише інноваційним технічним рішенням, а й стратегічним напрямом екологічної політики, що здатне суттєво підвищити рівень екологічної безпеки, забезпечити сталий розвиток водних ресурсів та зменшити негативний вплив антропогенних факторів на довкілля.

Список літератури

- [1] Du P., Xu M., Li R. *Impacts of climate change on water resources in the major countries along the Belt and Road*. PeerJ, 2021; 9:e12201. DOI: 10.7717/peerj.12201.
- [2] Marchetto A., Boggero A. *Water Resources Management under Climate Change: A Review*. Sustainability, 2024; 16(9): 3590. DOI: 10.3390/su16093590.
- [3] Walsh C.L. et al. *Adaptation of water resource systems to an uncertain future*. Hydrol. Earth Syst. Sci., 20 (2016): 1869–1884.
- [4] Melaku S.M. *Effect of Climate Change on Water Resources*. J. Water Resources and Ocean Science, 2016; 5(1): 7–13.
- [5] *Assessing the Impact of Climate Change on Future Water Demand using Weather Data*. Water Resources Management, 2021; 35: 1449–1462.
- [6] *Combined Management of Groundwater Resources and Water Supply Systems at Basin Scale Under Climate Change*. Water Resources Management, 2022; 36: 915–930.
- [7] UN-Water. *Water and Climate Change*. 2024. URL: <https://www.unwater.org/water-facts/water-and-climate-change>
- [8] United Nations. *Water – at the center of the climate crisis*. 2023. URL: <https://www.un.org/en/climatechange/science/climate-issues/water>
- [9] Міщенко М.І. *Вплив змін клімату на водні ресурси та аграрне виробництво*. Науково-технічний збірник «Меліорація і водне господарство», 2023.
- [10] *Climate Change Impacts and the Importance of Integrated Water Management*. MEMBA Journal of Water Sciences, 2025; 11(3): 346–36

ОЦІНКА ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕНОСТІ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ ДЛЯ ПОТРЕБ ПЛАНУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ НА ПРИКЛАДІ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКА

Касіянчук Д.В., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, к.геол.н., доцент кафедри геодезії та землеустрою, Україна, Івано-Франківськ

Abstract

Modern urban water resource management requires the integration of spatial data on buildings, vegetation, and other environmental factors. This study uses satellite-derived climatic data and geoinformation technologies to assess the water availability in the urbanised area of Ivano-Frankivsk, in order to support sustainable planning and water resource management. Analysis of data from 2000 to 2024 revealed a significant decline in annual surface runoff, from over 350 million cubic metres to just 53 million cubic metres, while water consumption increased by over 30%, driven by population growth and rising demand. This growing disparity between supply and demand underscores the pressing need for adaptive, data-driven water governance in the context of climate change and urban expansion.

Вступ

Проблематика міського водопостачання, що безпосередньо впливає на досягнення цілей сталого розвитку, потребує комплексного науково-методичного підходу, заснованого на інтеграції сучасних геоінформаційних технологій, просторового моделювання та картографування. Ці інструменти дають змогу здійснювати багатовимірний аналіз просторового розподілу і динаміки споживання водних ресурсів, прогнозувати ймовірні дефіцити, оцінювати стійкість інженерної інфраструктури та розробляти адаптаційні сценарії управління в умовах мінливого природного і соціально-економічного середовища. Системи водних ресурсів протягом століть забезпечували користь суспільству та економіці, проте в багатьох регіонах вони не задовольняють

базові потреби у питній воді, санітарії та збереженні біорізноманіття. Основними причинами є зношена інфраструктура, надмірне вилучення стоку, забруднення, евтрофікація, засолення, інвазійні види, надмірний вилов риби, трансформація заплав і зміни гідрологічних режимів (Loucks, 2017; International Centre, 2023).

В Україні, як і в більшості країн із перехідною економікою, водний сектор стикається з системними викликами, пов'язаними з просторовими даними: обмеженим охопленням територій, фрагментарністю й недостовірністю окремих показників, недостатньою координацією між органами влади, комунальними підприємствами та науковими установами, а також обмеженим обміном даними (Томільцева, 2017; Мальований, 2023).

У містах тилової зони, зокрема Івано-Франківську, ці проблеми загострюються під впливом масового прибуття внутрішньо переміщених осіб з окупованих територій та регіонів активних бойових дій. Неконтрольоване зростання житлової та комерційної забудови, здійснене без належного планування і синхронізації з модернізацією інженерних мереж, призводить до перевантаження систем водопостачання та водовідведення, збільшення частоти аварійних ситуацій і нерівномірного забезпечення ресурсами (рис. 1).

Додатковим фактором ризику є зміни водності річок, сезонні та багаторічні коливання стоку, зниження запасів підземних вод і деградація водозбірних територій, що відбуваються на тлі кліматичних змін (Davybida, 2018). У поєднанні з обмеженістю актуальних і детальних просторових даних це ускладнює розробку ефективних стратегій управління (Міністерство довкілля та природних ресурсів України, 2025).

Для підвищення стійкості систем міського водопостачання доцільним є впровадження принципів інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР), що передбачає узгодження водогосподарської, містобудівної та екологічної політики, забезпечення міжвідомчої координації та створення єдиних баз просторових даних (ДБН України, 2013). Використання геопросторової аналітики, сценарного моделювання та екосистемних підходів у плануванні

дозволить адаптувати інфраструктуру до змін клімату, стабілізувати водопостачання та мінімізувати ризики, пов'язані як із демографічними, так і з природними чинниками.



Рис. 1. Схематична будова річкового басейну з водозабірною станцією

Використання геоінформаційних систем (ГІС) (Maurya, 2024), просторового моделювання та картографування у сфері міського водопостачання стало ключовим інструментом для підвищення ефективності управління водними ресурсами та інженерною інфраструктурою. Завдяки можливостям збору, інтеграції та візуалізації багатошарових просторових даних, ці підходи дають змогу не лише здійснювати детальний моніторинг стану водопровідних систем, а й прогнозувати їхню роботу в умовах зміни клімату, демографічного тиску та зростання антропогенного навантаження.

Просторове моделювання дозволяє оцінювати сценарії розвитку міських територій, виявляти зони ризику дефіциту води, оптимізувати схеми подачі та розподілу, а також розробляти комплексні стратегії адаптації. Картографічні методи, у свою чергу, забезпечують наочне представлення складних просторових взаємозв'язків, що полегшує прийняття управлінських рішень як на рівні муніципалітетів, так і в рамках міжрегіональної координації.

У наукових дослідженнях останніх десятиліть ГІС дедалі частіше поєднуються з методами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), геостатистики та сценарного аналізу, що відкриває нові можливості для комплексної оцінки водопостачання у різних соціально-економічних та природних умовах. Далі наведено аналіз наукових робіт, присвячених застосуванню цих технологій для вирішення актуальних проблем водопостачання в містах (Lateş, 2017; Kadhim, 2021; Deb, 2023).

Автори Jabari та ін. (2020) оцінюють безпеку водних ресурсів міст з високим рівнем водного стресу за допомогою напівкількісного ризик-орієнтованого підходу. Система індикаторів, сформована на основі міжнародних рекомендацій, охоплює три сфери: стан і доступність водних ресурсів, якість та охоплення водопостачальних послуг, а також ефективність управління, включно з розподілом відповідальності, доступом до інформації та залученням зацікавлених сторін. Така методологія дає змогу комплексно визначати вразливі елементи системи та планувати адаптаційні заходи.

Дослідження (Allen-Dumas, 2021) присвячене застосуванню передових методів машинного навчання для аналізу окремих етапів гідрологічного циклу та пошуку рішень щодо зменшення впливу водних небезпек у міських районах. Автори пропонують концепцію інтеграції таких технологій у комплексний робочий процес управління водними ресурсами – від рівня водозбору до громади – в межах розвитку «розумних» міст.

У роботі Tholiya та ін. (2021) пропонує цілісну геопросторову основу для вимірювання та моніторингу водної безпеки, продемонстровану на прикладі зон з дефіцитом води у місті Пуне, що визначає пріоритетні напрями дій для досягнення сталого водозабезпечення. Запропонований підхід сприяє міждисциплінарній співпраці, інтеграції традиційних знань, розвитку зеленої інфраструктури та створенню відкритих геопросторових даних у партнерстві з муніципальними органами.

Система водопостачання м. Івано-Франківська: стан та передумови

Система водопостачання міста Івано-Франківська являє собою комплекс інженерних споруд і технологій, що забезпечують централізоване водозабезпечення населення та промислових об'єктів міста з населенням понад 230 тисяч осіб. Основним джерелом води є поверхневі водні об'єкти – річка Бистриця-Надвірнянська, водозабір з якої забезпечує приблизно 90 тис. м³ води на добу. Очищення води відбувається на Черніївському водоочисному комплексі, який включає водозабори, очисні споруди, насосні станції та резервуари для зберігання води.

Контроль якості питної води здійснюється у відповідності до національних нормативних вимог, зокрема ДСанПІН 2.2.4-171-10, та під наглядом відповідних лабораторних служб. За останні роки спостерігається тенденція до зменшення обсягів забору води – у 2023 році було зафіксовано 68,78 млн м³, що є на 7,26 млн м³ менше, ніж у 2022 році, що пов'язано із зменшенням водоспоживання підприємствами промисловості. Втрати води у мережах водопостачання складають близько 13,2% від загального обсягу, що обумовлено фізичним зношенням інфраструктури, протіканнями та аваріями.

Таким чином, система водопостачання Івано-Франківська демонструє ефективну організацію водних ресурсів, однак потребує модернізації інфраструктури для зменшення втрат та забезпечення сталого функціонування. Подальший розвиток передбачає впровадження інноваційних технологій, підвищення енергоефективності та комплексний підхід до збереження водних ресурсів.

SWOT-аналіз водозабезпеченості Івано-Франківська

Для комплексної оцінки стану водозабезпеченості міста доцільно застосувати SWOT-підхід (таблиця 1), який дозволяє виявити внутрішні та зовнішні фактори, що впливають на ефективність управління водними ресурсами.

Таблиця 1

SWOT-аналіз

Сильні сторони • Наявність централізованої водопровідної мережі, що охоплює більшість міських районів • Часткова цифровізація топографії та кадастрових даних, можливість інтеграції у ГІС • Потенціал для ГІС-моделювання водоспоживання та планування • Сучасна урбанізація і нові мікрорайони, що дозволяють інтегрувати сучасні технології водопостачання	Можливості • Впровадження ГІС-аналітики та дистанційного зондування для оцінки водозабезпеченості • Оптимізація розподілу води по районах і прогнозування пікових навантажень • Модернізація мереж у нових ЖК з інтеграцією сучасних технологій • Інтеграція з міськими стратегіями сталого розвитку та «розумного міста»
Слабкі сторони • Фрагментованість та застарілість даних по мережах • Старі радянські труби з високим ризиком аварій • Нерівномірний розподіл водоспоживання по мікрорайонах • Обмежена інтеграція водопостачання з міськими системами моніторингу та планування	Загрози • Кліматичні зміни: посухи, паводки, зменшення ресурсів підземних вод • Швидка урбанізація без належного планування підвищує навантаження на мережі • Фінансові та організаційні обмеження на реконструкцію мереж і впровадження ГІС • Техногенні аварії та прориви старих труб, втрати води

Сильні сторони включають наявність централізованої водопровідної мережі, часткову цифровізацію топографічних та кадастрових даних, можливість інтеграції мереж у ГІС та потенціал для моделювання водоспоживання по мікрорайонах. Нові житлові масиви й урбанізація створюють умови для застосування сучасних технологій водопостачання.

Слабкі сторони охоплюють фрагментованість та застарілість даних про мережі, тривалу експлуатацію радянських труб, нерівномірний розподіл води між мікрорайонами та обмежену інтеграцію водопостачання з системами управління міста.

Можливості пов'язані із впровадженням ГІС-аналітики та дистанційного зондування для оцінки водних ресурсів, оптимізацією розподілу води, модернізацією мереж у нових районах та інтеграцією з міськими стратегіями сталого розвитку й концепцією «розумного міста».

Загрози включають кліматичні зміни та ризик дефіциту води, швидку урбанізацію без належного планування, фінансові обмеження на модернізацію мереж і техногенні аварії старих трубопроводів.

Таким чином, SWOT-аналіз дозволяє систематизувати інформацію про водозабезпечення міста та визначити пріоритетні напрямки для планування та управління водними ресурсами з використанням ГІС.

Гідрологічне моделювання басейну річки Бистриця-Надвірнянська

Гідрологічне моделювання було виконане у середовищі ArcGIS Pro із застосуванням ModelBuilder, що дозволило автоматизувати процеси просторового аналізу та підвищити точність результатів. Спочатку була використана цифрова модель рельєфу (DEM) SRTM, яка слугувала основою для формування поверхневої орографії та визначення основних морфометричних параметрів, таких як висоти, схили та експозиція. На її основі визначалися напрямки поверхневого стоку та потенційні ділянки акумуляції води. На рисунку 2 відображені межі басейну, гідрографічна мережа та точка водозабору, що дозволяє просторово візуалізувати об'єкт дослідження та виконати контроль достовірності даних (рис. 2).

Для виділення водозбірного басейну застосовувалися інструменти Flow Direction та Flow Accumulation, що дозволяє простежити шлях поверхневого стоку та накопичення води у різних частинах рельєфу. За допомогою функції Watershed та операції Snap Pour Point було визначено точку водозабору та сформовано межі басейну, що забезпечило точну просторову прив'язку до об'єкта дослідження. Отримані межі дозволили оцінити площу водозбору та просторову структуру басейну, що є критично важливим для планування водопостачання та розподілу водних ресурсів.

Далі результати моделювання інтегрувалися з існуючими шарами міської інфраструктури, такими як мережа доріг та полігони забудови, що дозволило виконати детальний просторовий аналіз потреб водоспоживання по мікрорайонах. Поєднання гідрологічної моделі з даними про забудову і

транспортну мережу забезпечує науково обґрунтовану основу для проектування водопровідних систем, розрахунку потенційних обсягів споживання та планування заходів із управління водними ресурсами міста Івано-Франківська.

Завдяки такому підходу можливо не лише оцінити гідрологічні характеристики басейну, але й інтегрувати їх у комплексний аналіз міського водопостачання, враховуючи реальну структуру забудови, орографію території та потенційні шляхи доставки води до кожного житлового кварталу.

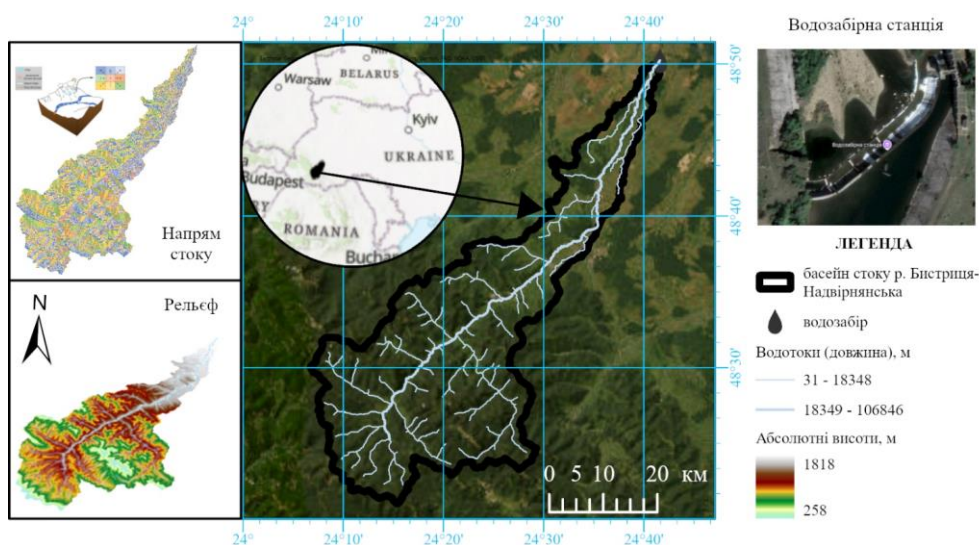


Рис. 2. Схема водозбірної басейну річки Бистриця-Надвірнянська з межами суббасейнів, напрямками стоку та рельєфом території в районі водозабору Івано-Франківська

На карті (рис. 1) зображено межі басейну, гідрографічну мережу, напрямки поверхневого стоку, орографічні особливості та місце розташування водозабірної станції. Аналіз виконано з використанням цифрової моделі рельєфу SRTM та обробки гідрологічної структури в ГІС-середовищі.

Урбанізація

Процеси урбанізації суттєво впливають на водні ресурси міст, особливо в умовах швидкого росту населення та розширення забудованих територій. Урбанізація характеризується збільшенням площі штучних покриттів, скороченням зелених зон, зміною гідрологічного режиму поверхневого стоку та зменшенням інфільтрації опадів у ґрунт. Для сучасного управління водними

ресурсами у містах необхідно інтегрувати просторові дані про забудову, рослинність та інші екологічні фактори.

Метою є аналіз процесів урбанізації Івано-Франківська за допомогою супутникових даних Sentinel-2 та обчислених спектральних індексів, а також оцінка їх потенційного впливу на водозабезпечення міської території. Методика побудована на підході, запропонованому Mehaoua et al. (2023) та Zha (2003), де для оцінки міської забудови та зеленої покритості застосовуються індекси NDVI, SAVI, EVI, NDBI та похідні комбіновані індекси.

Для аналізу урбанізації використано колекцію Sentinel-2 L2A (Harmonized) 2017–2025 рр. в межах міського полігону Івано-Франківська. Вибір періоду обумовлений наявністю даних L2A у Google Earth Engine (GEE) починаючи з 2017 року.

Для кожного року у період травень-вересень було відфільтровано знімки з хмарністю менше 20% в межах ROI. Щоб уникнути впливу хмар на результати, застосовано маскування хмарних пікселів за QA60, що дозволяє залишити лише чисті від хмар ділянки.

Обчислено наступні індекси:

1. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) – стандартний індекс зеленої рослинності, що використовується для оцінки покриття міських зелених зон.

2. SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index) – коригує вплив ґрунту при низькій рослинності.

3. EVI (Enhanced Vegetation Index) – більш чутливий до густоти рослинного покриву.

4. BRBA (Bare Rock / Bare Soil Index) та BAEI (Bare Area Index) – індекси відкритих ґрунтів та непокритих ділянок.

5. NDBI (Normalized Difference Built-up Index) – ключовий індекс для оцінки рівня урбанізації, відображає щільність забудови.

6. BUI (Built-up Index) – обчислюється як $NDBI - NDVI$, інтегрує дані про забудову та рослинність.

7. NBI (Normalized Building Index), UI (Urban Index), NBAI (Normalized Bare Area Index) та NDTI (Normalized Difference Tillage Index) – додаткові індекси для деталізації типів урбанізованих покриттів.

Середні значення індексів по ROI обчислено із масштабом 10 м, що дозволяє отримати репрезентативні показники для всього міста.

На основі отриманих даних для 2017–2025 рр. спостерігаємо наступні закономірності (таблиця 2):

Таблиця 2

Річний водний баланс та споживання води міста Івано-Франківськ, 2000–2024

Рік	NDVI	SAVI	EVI	BRBA	BAEI	NDBI	BUI	NBI	UI	NBAI	NDTI
2017	0,55	0,33	0,35	0,35	1,37	-0,09	-0,64	0,07	-8,11	-0,90	0,20
2018	0,51	0,31	0,33	0,37	1,35	-0,08	-0,59	0,07	-6,83	-0,89	0,17
2019	0,50	0,30	0,33	0,39	1,31	-0,07	-0,57	0,08	-6,88	-0,88	0,17
2020	0,52	0,32	0,35	0,38	1,32	-0,09	-0,61	0,07	-7,84	-0,88	0,18
2021	0,54	0,34	0,38	0,37	1,34	-0,12	-0,66	0,07	-8,84	-0,89	0,19
2022	0,51	0,32	0,35	0,39	1,30	-0,09	-0,60	0,08	-7,55	-0,88	0,17
2023	0,54	0,33	0,36	0,37	1,38	-0,11	-0,66	0,07	-8,59	-0,89	0,20
2024	0,50	0,30	0,33	0,38	1,34	-0,06	-0,57	0,08	-6,60	-0,89	0,17
2025	0,55	0,35	0,39	0,38	1,32	-0,13	-0,68	0,07	-9,20	-0,88	0,18

Динаміка зелених зон

NDVI, SAVI та EVI демонструють відносно стабільні значення протягом періоду 2017–2025. Спостерігається невелике коливання: максимальні значення NDVI у 2017 та 2023 рр. (0.546 і 0.542), мінімальні – 2019 та 2024 рр. (~0.498–0.505). Це свідчить про відносну стабільність зеленого покриття, що, однак, не виключає локальних втрат деревостанів чи парків. SAVI, що коригує вплив ґрунту, також показує подібну тенденцію, що підтверджує, що змінність покриття обумовлена в основному урбанізацією, а не сезонними або ґрунтовими факторами.

EVI, більш чутливий до густоти рослинності, демонструє невелике зростання у 2025 р., що може свідчити про часткову компенсацію втрат зелених зон новими насадженнями або оновленням парків.

Динаміка забудови

Індекси, які оцінюють штучні покриття (NDBI, BUI, NBI, UI), показують тенденцію до зростання урбанізованих площ. Так, NDBI початково був -0.091 у 2017 р., до 2025 р. знизився до -0.131, що означає збільшення частки забудованих територій відносно рослинності (оскільки $BUI = NDBI - NDVI$ від'ємний, його зменшення відображає зростання забудови).

BUI коливається між -0.636 і -0.677, підтверджуючи поступове збільшення урбанізованого покриття. NBI та UI також демонструють зростаючі від'ємні значення, що вказує на поширення будівельних та дорожніх покриттів.

Динаміка відкритих та оброблюваних земель

BRBA та BAEI залишаються відносно стабільними, що свідчить про помірну зміну відкритих ґрунтів і непокритих ділянок. NDTI коливається у межах 0.17–0.20, що відображає стабільну присутність аграрних і відкритих земель у межах міської агломерації.

NBAI від'ємний протягом всього періоду, що свідчить про те, що чисті непокриті ділянки (bare area) поступово заміщуються забудовою, але процес відбувається не надто швидко, що може бути пов'язано з політикою контролю забудови та плануванням зелених зон.

Урбанізація та водозабезпечення

Вивчення динаміки індексів дозволяє оцінити вплив урбанізації на водні ресурси. Збільшення площ штучного покриття зменшує інфільтрацію опадів у ґрунт, підвищує поверхневий стік та ризик локальних паводків. Збереження або збільшення зелених зон (NDVI, SAVI, EVI) частково компенсує негативні наслідки урбанізації, сприяючи акумуляції опадів у ґрунті та зменшенню забруднення водних об'єктів.

Комбіновані індекси BUI і NDBI дозволяють кількісно оцінити баланс між забудованими та природними покриттями, що є ключовим для управління

водозабезпеченістю. Наприклад, 2025 р. демонструє максимальну відносну забудову ($BUI = -0.678$), що потребує підвищеної уваги до планування систем дощового стоку та водозбірних зон.

Оцінка попиту на воду в моделюванні систем водопостачання

Оцінка попиту є одним із ключових етапів побудови математичних та гідравлічних моделей систем водопостачання. Вона передбачає кількісне визначення потреби у воді для різних категорій споживачів, її просторовий розподіл у межах системи та формування часових профілів споживання. Від коректності оцінки попиту залежить точність розрахунків тиску, витрат і надійності функціонування мережі. Використання геоінформаційних систем є визначальним для якісної оцінки попиту. ГІС забезпечує просторову інтеграцію демографічних і будівельних даних, геокодування абонентів та їх прив'язку до вузлів мережі, автоматизоване агрегування попиту у визначених зонах, візуалізацію карти щільності попиту ($\text{м}^3/\text{га} \cdot \text{добу}$), а також підготовку вхідних даних для гідравлічних моделей (наприклад, EPANET).

Для формування моделі попиту використовуються різноманітні джерела інформації. Серед них: демографічні дані (чисельність та густота населення, середній розмір домогосподарства), реєстри абонентів (кількість підключень, типи користувачів: житлові, комерційні, промислові), дані про тип забудови (щільність багатоповерхових будинків, приватна садибна забудова, громадські будівлі), нормативи водоспоживання ($\text{л}/\text{особа}/\text{добу}$ або $\text{л}/\text{м}^2$ для окремих видів діяльності), фактичні показники (лічильники, SCADA-дані, комерційний облік), а також ГІС-шари (будівлі, земельні ділянки, полігони населених районів, вузли водопровідної мережі).

Просторовий розподіл споживання води виконується з метою прив'язки попиту до конкретних точок або вузлів моделі водопровідної мережі. У практиці застосовуються декілька підходів.

Перший метод – за населенням (top-down). У цьому випадку попит визначається як добуток чисельності населення P на середню норму споживання q_{pc} :

$$Q_{daily} = P \cdot q_{pc} \quad (1)$$

Другий метод – за підключеннями (bottom-up). Для кожного абонента i попит розраховується за числом мешканців n_i або типовою нормою для підключення $q_{conn,i}$:

$$Q_{i,daily} = n_i \cdot q_{pc} \quad \text{або} \quad Q_{i,daily} = q_{conn,i} \quad (2)$$

Третій метод ґрунтується на аналізі типу забудови та землекористування. Для кожного полігону забудови k встановлюється інтенсивність водоспоживання I_k (л/га·добу, л/жителя·добу або л/м²·добу). Сукупний попит визначається як:

$$Q_{k,daily} = A_k \cdot I_k \quad (3)$$

де A_k – площа забудови.

Четвертий метод є гібридним, тобто поєднання фактичних даних (лічильники) з нормативними, коли повний облік відсутній. Усі отримані значення агрегуються та прив'язуються до вузлів водопровідної мережі за допомогою просторових інструментів ГІС.

Добовий обсяг споживання розподіляється на годинні значення відповідно до профілю навантаження. Для житлової забудови типовими є такі закономірності: ранковий пік (06:00–09:00), що становить 30–35 % добового обсягу; денний спад (09:00–17:00), який охоплює 25–30 %; вечірній пік (17:00–22:00), що також становить близько 30–35 %; а також нічний мінімум (22:00–06:00) – 10–15 %. Для комерційних і промислових споживачів профілі мають інший характер, зосереджуючись у робочі години.

Формально годинна витрата визначається виразом:

$$q_{i,h} = Q_{i,daily} \cdot f_h \quad (4)$$

де f_h – коефіцієнт розподілу на годину h .

У багатьох системах спостерігається сезонна нерівномірність споживання (наприклад, зростання у літні місяці через полив або туризм). Для її врахування вводиться коефіцієнт сезонності K_s :

$$Q_{\text{seasonal}} = Q_{\text{daily}} \cdot K_s \quad (5)$$

Значення K_s визначається за аналізом багаторічних вимірювань або статистики підприємства.

Для забезпечення коректного проектування розраховуються коефіцієнти нерівномірності. Коефіцієнт максимальної доби визначається як:

$$K_{pd} = Q_{\text{max,day}} / Q_{\text{avg,day}} \quad (6)$$

Коефіцієнт максимальної години обчислюється за формулою:

$$K_{ph} = Q_{\text{max,hour}} / Q_{\text{avg,hour}} \quad (7)$$

Ці коефіцієнти застосовуються для масштабування базових значень споживання до розрахункових пікових навантажень.

Аналіз кліматичних даних водозбору за допомогою Google Earth Engine

У межах дослідження для оцінки водозабезпеченості водозбірною басейну річки Бистриця-Надвірнянська було використано супутникові та глобальні кліматичні дані в середовищі Google Earth Engine (GEE). Основними джерелами інформації слугували продукти CHIRPS для оцінки просторово-часового розподілу опадів, а також моделі MODIS для обчислення евапотранспірації та TerraClimate для визначення температурного режиму.

Було обрано точку водозбору, яка символізує основне джерело постачання води для міста (рис. 1). Межі басейну імпортувалися у форматі FeatureCollection, що дозволило обмежити аналіз просторово. Площа басейну була розрахована у квадратних кілометрах для подальшого нормування показників водного балансу.

Для оцінки річних кліматичних показників формувався список років від 2001 до 2024. Для кожного року автоматично виконувалися наступні кроки:

- опади: колекція CHIRPS фільтрувалася за датою та межами басейну, після чого сумувалися добові значення для отримання річної суми опадів (мм).

- евапотранспірація (ET): дані MODIS використовувалися залежно від року (версія 006 до 2020 року та версія 061 для 2021+), обчислювалася сумарна ET по всьому басейну.

- температура: середньорічна максимальна температура обчислювалася за допомогою колекції TerraClimate (параметр tmmx).

Результатом цих обчислень стала FeatureCollection, що містить щорічні значення опадів, евапотранспірації та температури по всьому басейну. Такі дані дозволяють оцінити водний баланс, виявити роки з надлишком або дефіцитом води та підготувати інформаційну базу для моделювання потреб у воді на різні часові періоди. Експорт даних у форматі CSV забезпечує інтеграцію результатів у подальші статистичні та геоінформаційні аналізи (таблиця 2).

Таблиця 2

Річний водний баланс та споживання води міста Івано-Франківськ, 2000–2024

Рік	Постійне населення (N), осіб	Евапотранспірація (ET), мм/рік	Опади (P), мм/рік	Температура, °C	Річний стік ($Q=(P-ET) \cdot A$), м³/рік	Споживання ($W=N \cdot q \cdot 365$), м³/рік
2000	232900	324,89	620,61	10,98	216763305	17001700000
2001	233418	344,68	891,17	9,69	400571264	17039514000
2002	233905	305,10	648,26	10,68	251537264	17075065000
2003	234220	360,27	588,34	9,89	167178032	17098060000
2004	235300	288,92	724,70	9,65	319428207	17176900000
2005	235750	329,88	748,94	9,55	307175255	17209750000
2006	236100	342,68	880,40	9,81	394149642	17235300000
2007	237215	398,29	864,25	11,27	341545930	17316695000
2008	238273	387,55	901,79	10,88	376938803	17393929000
2009	239190	420,34	739,34	10,92	233828069	17460870000
2010	240670	368,43	896,58	9,90	387134066	17568910000
2011	241917	383,98	554,37	10,52	124900313	17659941000
2012	242219	424,40	699,96	10,85	201987040	17681987000
2013	243700	333,08	693,40	10,65	264115215	17790100000
2014	245107	403,57	716,16	11,55	229128803	17892811000
2015	248920	378,64	638,40	11,71	190403124	18171160000
2016	251005	368,53	788,03	11,03	307494849	18323365000
2017	254200	437,31	790,16	11,03	258644632	18556600000
2018	257477	353,87	755,06	11,54	294068198	18795821000

2019	260605	352,72	693,05	11,98	249465511	19024165000
2020	263270	350,47	761,65	11,45	301398866	19218710000
2021	267050	581,13	794,42	10,22	156339035	19494650000
2022	275990	552,12	629,26	11,18	56541503	20147270000
2023	302100	592,26	832,48	11,96	176085812	22053300000
2024	288243	609,25	681,44	12,55	52915599	21041739000

Площа водозбору $A=733 \text{ км}^2$

Побутове споживання (q): $\approx 130\text{--}140 \text{ л/особу на добу}$

Загальне (включно виробництво) (q): $\approx 190\text{--}200 \text{ л/особу на добу}$

Аналіз щорічних гідрологічних та демографічних показників для басейну річки Бистриця-Надвірнянська свідчить про складну взаємодію кліматичних факторів та водоспоживання міста. Протягом періоду 2000–2024 років постійне населення Івано-Франківська зростало від 232 900 до 288 243 осіб, при цьому максимальний показник у 2023 році склав 302 100 осіб. Збільшення населення безпосередньо впливає на ріст споживання води, що оцінювалося як (8):

$$W=N \cdot q \cdot 365, \quad (8)$$

де q – середнє добове водоспоживання на одного мешканця. Спостережуваний ріст споживання від 17,0 млрд м^3 у 2000 році до понад 21 млрд м^3 у 2024 році підкреслює наростаюче навантаження на водозбірний басейн.

Річні опади демонструють значну мінливість у часі, коливаючись від 554,37 мм у 2011 році до 891,17 мм у 2001 році. Потенційна евапотранспірація (ET) також зростає, особливо в останні роки аналізованого періоду, перевищуючи 550 мм/рік після 2021 року. Така тенденція корелює з поступовим підвищенням середньорічної температури повітря від 9,55 °C у 2005 році до 12,55 °C у 2024 році, що свідчить про вплив глобальних змін клімату на місцевий гідрологічний режим.

Річний стік, розрахований за формулою (9) демонструє значні міжрічні коливання, що обумовлено взаємодією опадів та евапотранспірації на фоні площі басейну:

$$Q=(P-ET) \cdot A, \quad (9)$$

де A – площа водозбору, км^2

Максимальні значення річного стоку спостерігаються у роки з високими опадами та помірною ЕТ, зокрема у 2001 році – близько 400 млн м³, тоді як мінімальні значення досягаються у посушливі роки, наприклад, 2022 рік – лише 56,5 млн м³. Це вказує на високий ризик водного дефіциту у періоди з низьким стоком, особливо при зростаючому водоспоживанні.

Для оцінки взаємозв'язків між показниками було розраховано кореляційні коефіцієнти. Річний стік має високий позитивний кореляційний зв'язок з річними опадами ($r \approx 0,78$), що підтверджує головну роль опадів у формуванні водного ресурсу басейну. Водночас між річним стоком та ЕТ спостерігається сильний негативний зв'язок ($r \approx -0,65$), що підкреслює вплив випаровування на водний баланс. Температура демонструє помірну позитивну кореляцію з ЕТ ($r \approx 0,57$), підтверджуючи, що підвищення температури прискорює втрати води через випаровування та транспірацію. Взаємозв'язок між населенням та споживанням води очевидний та практично лінійний ($r \approx 0,99$), що відповідає формулі розрахунку споживання.

Порівняння річного стоку та споживання води виявляє періоди, коли водні ресурси можуть бути недостатніми для задоволення потреб населення. Наприклад, у 2011, 2021 та 2022 роках річний стік був значно нижчий від річного споживання, що вказує на потенційну водну нестачу. У роки з надлишком опадів, таких як 2001 або 2010 рр., річний стік перевищує водоспоживання, що створює можливості для акумулювання води та формування резервів.

Таким чином, аналіз таблиці демонструє, що для ефективного управління водними ресурсами міста необхідно враховувати одночасно змінність кліматичних показників, зростання населення та динаміку споживання води. Високі міжрічні коливання річного стоку у поєднанні з підвищенням температури та евапотранспірації підкреслюють важливість інтегрованого планування водопостачання, що включає зонування міста за рівнем споживання та можливе формування стратегічних резервів води у періоди дефіциту.

Упродовж 2000–2024 років в Івано-Франківську спостерігається чітка динаміка змін водного балансу (рис. 3), що зумовлена як антропогенними факторами, так і кліматичними трансформаціями.

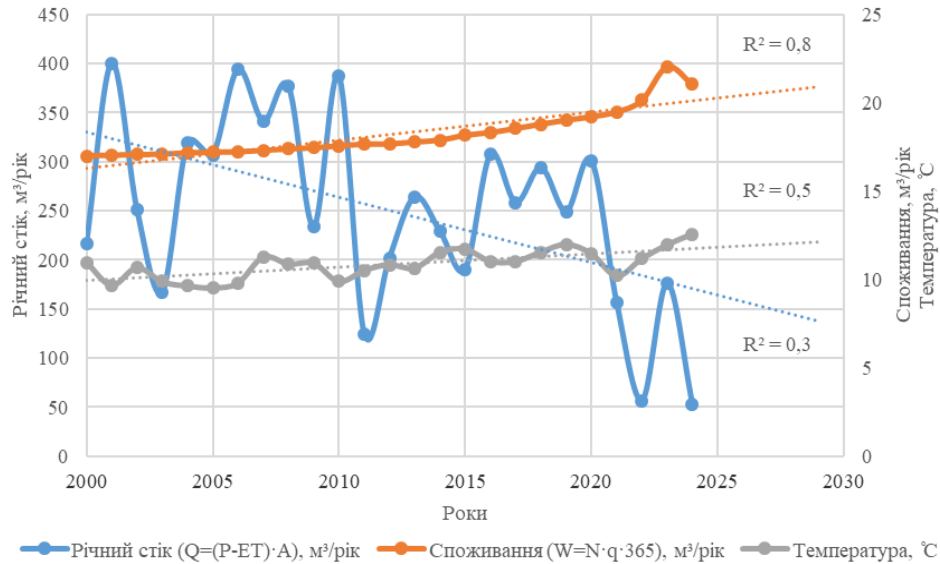


Рис. 3. Динаміка річного стоку, водоспоживання та середньорічної температури в Івано-Франківську у 2000–2024 рр.

На графіку (рис. 3) відображено зміни трьох ключових показників, що визначають стан водних ресурсів у регіоні: річного стоку, загального водоспоживання та середньорічної температури повітря. Упродовж 2000-2024 років спостерігається чітке зменшення річного стоку ($R^2 = 0,3$), що свідчить про зниження природного водозабезпечення. Це, ймовірно, є наслідком як збільшення евапотранспірації, так і кліматичних змін, зокрема потепління. Водночас водоспоживання стабільно зростає ($R^2 = 0,8$), що пов'язано з приростом постійного населення та збільшенням побутових і виробничих потреб. Така динаміка створює дедалі більший тиск на місцеві водні ресурси. Крім того, середньорічна температура демонструє помітну тенденцію до зростання ($R^2 = 0,5$), що є додатковим чинником ризику з огляду на вплив температури на водний баланс території. Загалом графік відображає розбалансування між зменшенням водних надходжень та зростанням антропогенного навантаження, що вказує на потенційну загрозу водного

дефіциту в регіоні. Це зумовлює стрімке зменшення співвідношення між доступними водними ресурсами і реальним споживанням. У той час як на початку досліджуваного періоду обсяг річного стоку перевищував потреби в десятки разів, то з 2020-х років водоспоживання стало перевищувати річний стік у декілька разів.

Такий дисбаланс створює реальну загрозу водного дефіциту, особливо в умовах кліматичного потепління, і свідчить про необхідність перегляду підходів до управління водними ресурсами, впровадження заходів з водозбереження, зменшення втрат у системах постачання та переорієнтації на раціональне використання води в усіх секторах. Ефективне планування та управління водними ресурсами потребує не лише гідрологічного моделювання, а й інтеграції супутникових даних, які дозволяють відстежувати динаміку ключових змінних: опадів, евапотранспірації, поверхневого стоку.

Просторовий аналіз для планування зон водоспоживання

У межах дослідження було проведено кластеризацію будівель міста з метою формування зон водоспоживання, які забезпечують оптимальне розподілення ресурсів і враховують просторову суміжність забудови. Для цього використано інструмент Build Balanced Zones у ArcGIS Pro 3.0, який дозволяє створювати просторово суміжні та компактні зони на основі генетичного алгоритму росту.

Кластеризація за просторовим розташуванням

Для оцінки просторової організації водоспоживання у міській території було застосовано метод кластеризації будівель. Ключовим завданням було виділити компактні, суміжні та функціонально обґрунтовані зони, що дозволяють оптимізувати розподіл водних ресурсів і забезпечення споживачів.

Кластеризація виконувалася за допомогою інструмента Build Balanced Zones у середовищі ArcGIS Pro 3.0. Цей метод базується на генетичному алгоритмі росту зон, який забезпечує формування територіально суміжних кластерів із заданими характеристиками. Інструмент дозволяє створювати зони,

які відповідають одному або кільком критеріям: рівномірна кількість об'єктів у зоні, компактність території, суміжність, а також збереження статистичних характеристик додаткових атрибутів.

Для аналізованої території було обрано параметр «Defined number of zones», що забезпечує розподіл будівель на заздалегідь визначену кількість кластерів. У нашому випадку, з огляду на щільність забудови та масштаб дослідження, було сформовано п'ять зон водоспоживання. Кожна зона включає приблизно однакову кількість будівель, що дозволяє рівномірно розподілити ресурси та забезпечити логістичну ефективність подачі води.

Параметри виконання інструмента включали: розмір популяції 100, кількість генерацій 50, коефіцієнт мутації 0.1, а також використання паралельної обробки для прискорення обчислень. Метод враховує геометрію точкових об'єктів (центроїдів будівель), що забезпечує максимально точну відповідність зон існуючій забудові.

Результати кластеризації показали, що середня кількість будівель на кластер становила 5249 ± 115 , при цьому показник компактності зон дорівнював $0,921 \pm 0,081$, що підтверджує високий рівень просторової згуртованості. Використання генетичного алгоритму дозволило зберегти суміжність кластерів навіть у районах із нерівномірною щільністю забудови, уникаючи розривів або фрагментації зон (рисунк 4, 5).

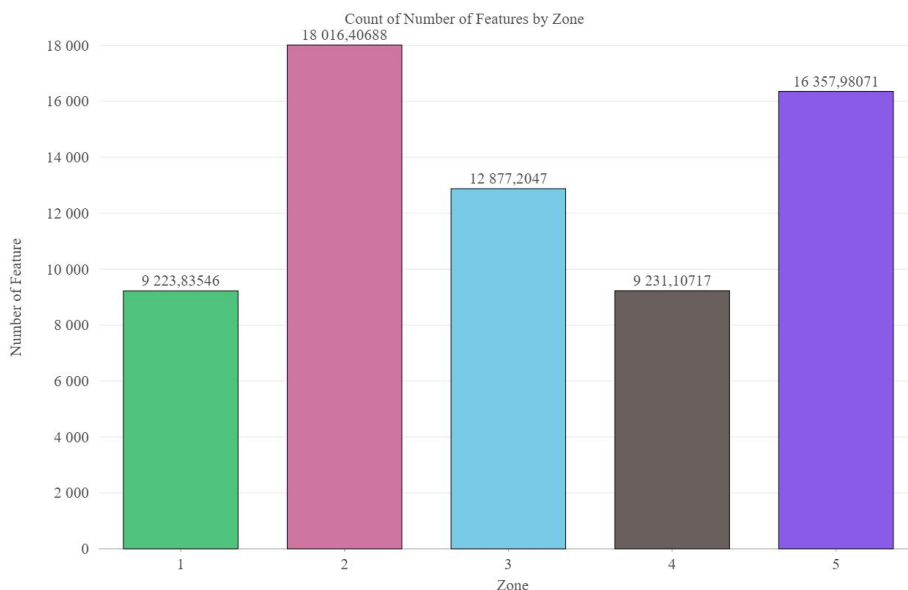


Рис. 4. Кількість об'єктів у межах кластеру

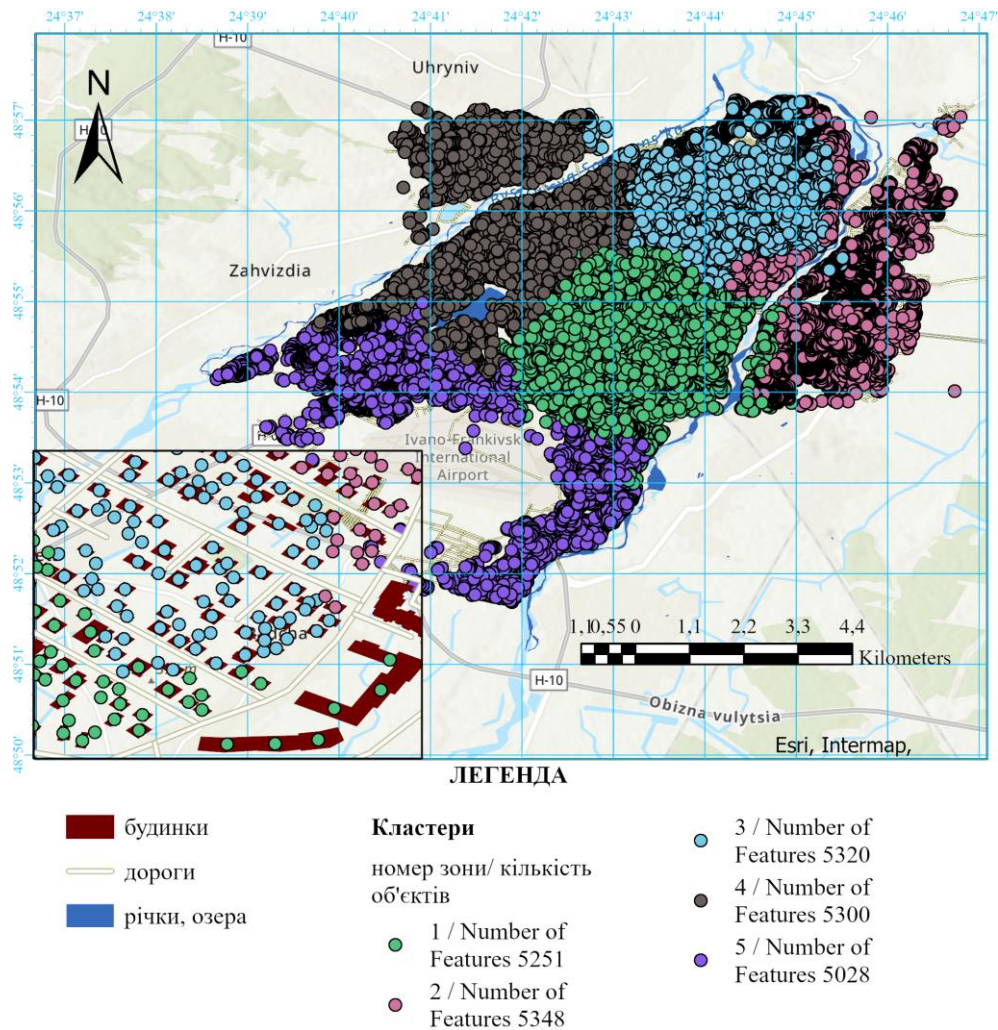


Рис. 5. Кластеризація

Отримані кластери стали основою для подальшого визначення точок подачі води та оцінки потенційного водоспоживання. Завдяки застосуванню методу Build Balanced Zones було досягнуто інтеграції просторової аналітики з практичним плануванням міських водоресурсів, що підвищує ефективність управління водопостачанням та забезпечує науково обґрунтовану основу для прийняття рішень.

На рисунку 5 представлено просторовий розподіл будівель на п'ять кластерів, сформованих за допомогою методу Build Balanced Zones. Кожен кластер (зона) відображено окремим кольором. У легенді вказано порядковий номер зони та кількість будівель, що до неї входять:

Кластер 1 – 5251 будівля;

Кластер 2 – 5348 будівель;

Кластер 3 – 5320 будівель;

Кластер 4 – 5300 будівель;

Кластер 5 – 5028 будівель.

Візуальний аналіз карти показує, що алгоритм забезпечив високу компактність зон та їх територіальну суміжність, навіть у районах з неоднорідною щільністю забудови. Важливо, що межі кластерів переважно узгоджуються з основними транспортними магістралями та природними бар'єрами (річки, водойми), що підвищує реалістичність подальшого моделювання водопостачання.

На рисунку 6 представлена карта полігонів, відповідних кластерів.

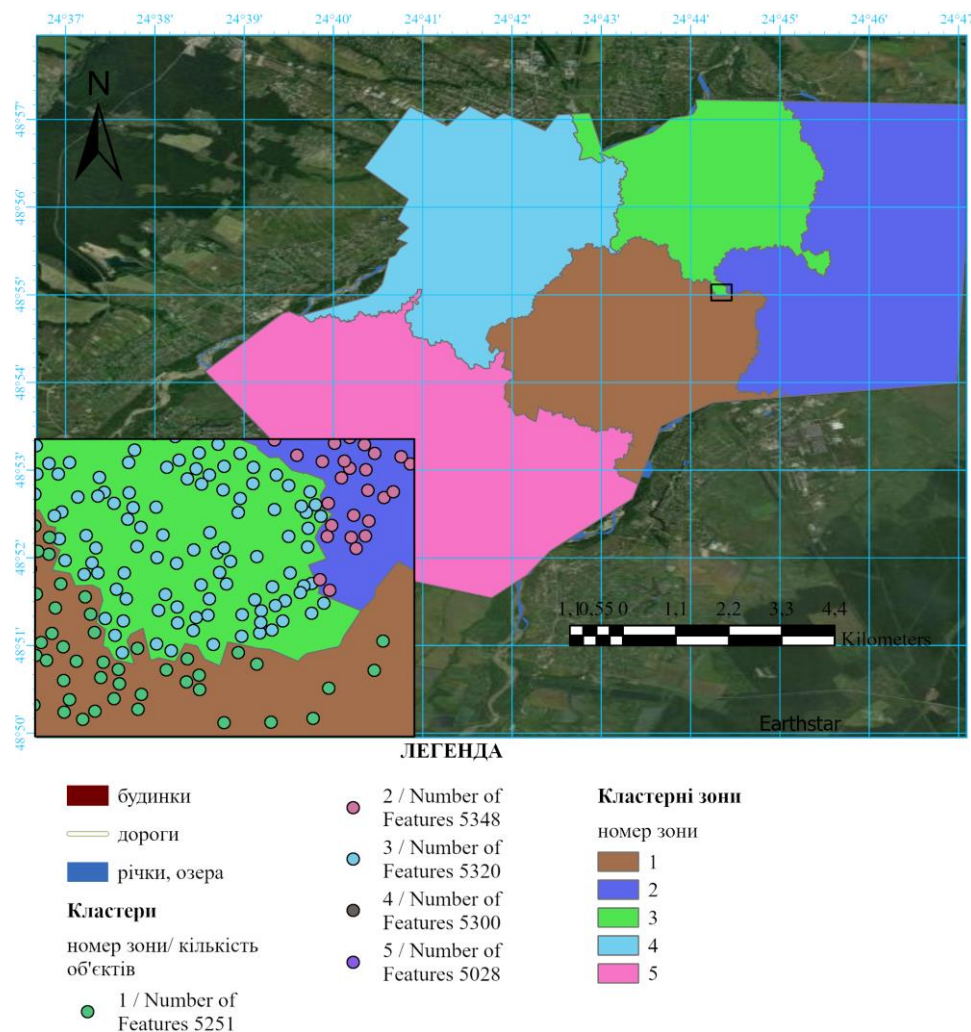


Рис. 6. Карта полігонів за результатами кластерного аналізу

Кластеризація за параметром висоти

Для поглибленої оцінки просторової організації водоспоживання було проведено додатковий аналіз, який враховує не лише розташування будівель, а й їх висоту.

Висоту кожної будівлі визначено за даними глобального продукту World Settlement Footprint 3D (Esch, 2020, 2023), який забезпечує оцінку середньої висоти забудови з роздільною здатністю 90 м. На основі поєднання контурів будівель із бази OSM та значень WSF-3D було сформовано новий атрибут, що відображає висоту забудови в межах кожного об'єкта (рисунк 7).

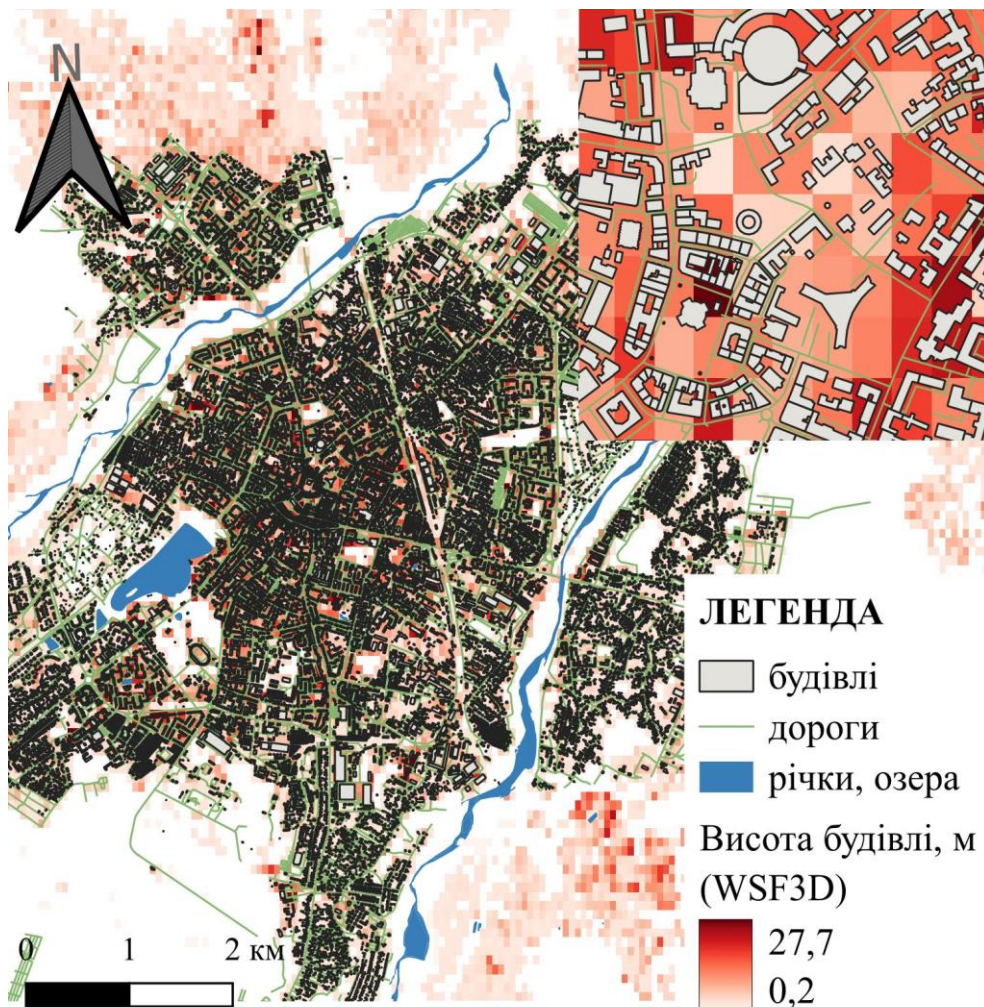


Рис. 7. Карта просторового розподілу будівель за висотою

Це дозволило перейти від суто геометричного поділу до кластеризації, що враховує функціональні характеристики будівель, зокрема їхній потенціал водоспоживання, прямо пов'язаний із кількістю поверхів. У результаті була

побудована карта просторового розподілу будівель за висотою (рис. 7), яка стала основою для подальшої кластеризації з урахуванням об'ємного розвитку забудови.

У процесі дослідження просторової організації системи міського водопостачання особливу увагу було приділено завданню виділення функціонально обґрунтованих зон споживання. Попередній етап кластеризації здійснювався виключно на основі просторового розміщення будівель, що дозволило сформулювати компактні й територіально суміжні зони з приблизно однаковою кількістю об'єктів. Такий підхід забезпечив рівномірність територіального поділу, проте залишався недостатнім для повноцінного врахування специфіки міського середовища, де відмінності між будівлями часто зумовлюються не лише їхньою географічною локалізацією, а й морфометричними характеристиками. Одним із ключових таких параметрів є висота будівель, яка безпосередньо впливає на інтенсивність та характер водоспоживання.

Будівлі різної поверховості мають суттєво відмінні профілі водоспоживання. У багатоповерхових житлових будинках кількість мешканців, а відповідно і сумарне водне навантаження, значно перевищує показники малоповерхової забудови при однаковій площі земельної ділянки. Аналогічно, висотні адміністративні чи комерційні будівлі генерують концентрацію споживачів, яка створює додаткові вимоги до пропускної здатності інженерних мереж та тиску в системі водопостачання. Ігнорування цього чинника на етапі просторової кластеризації призводить до формування територій, які можуть мати рівномірний розподіл кількості будівель, але принципово відрізнятися за рівнем водного навантаження. В результаті планувальні рішення щодо зон водопостачання виявляються частково формальними і не відображають реального функціонального навантаження на систему.

Саме тому наступним кроком дослідження стало включення висоти будівель як додаткового параметра кластеризації. Це дозволило перейти від моделювання за геометричною суміжністю до створення зон, які відображають

як морфологічну структуру міста, так і потенціал водоспоживання, пов'язаний із характером забудови.

На відміну від традиційних методів кластеризації (наприклад, k-means), цей підхід дозволяє одночасно враховувати кілька типів обмежень: просторових, статистичних та функціональних (рисунк 8).

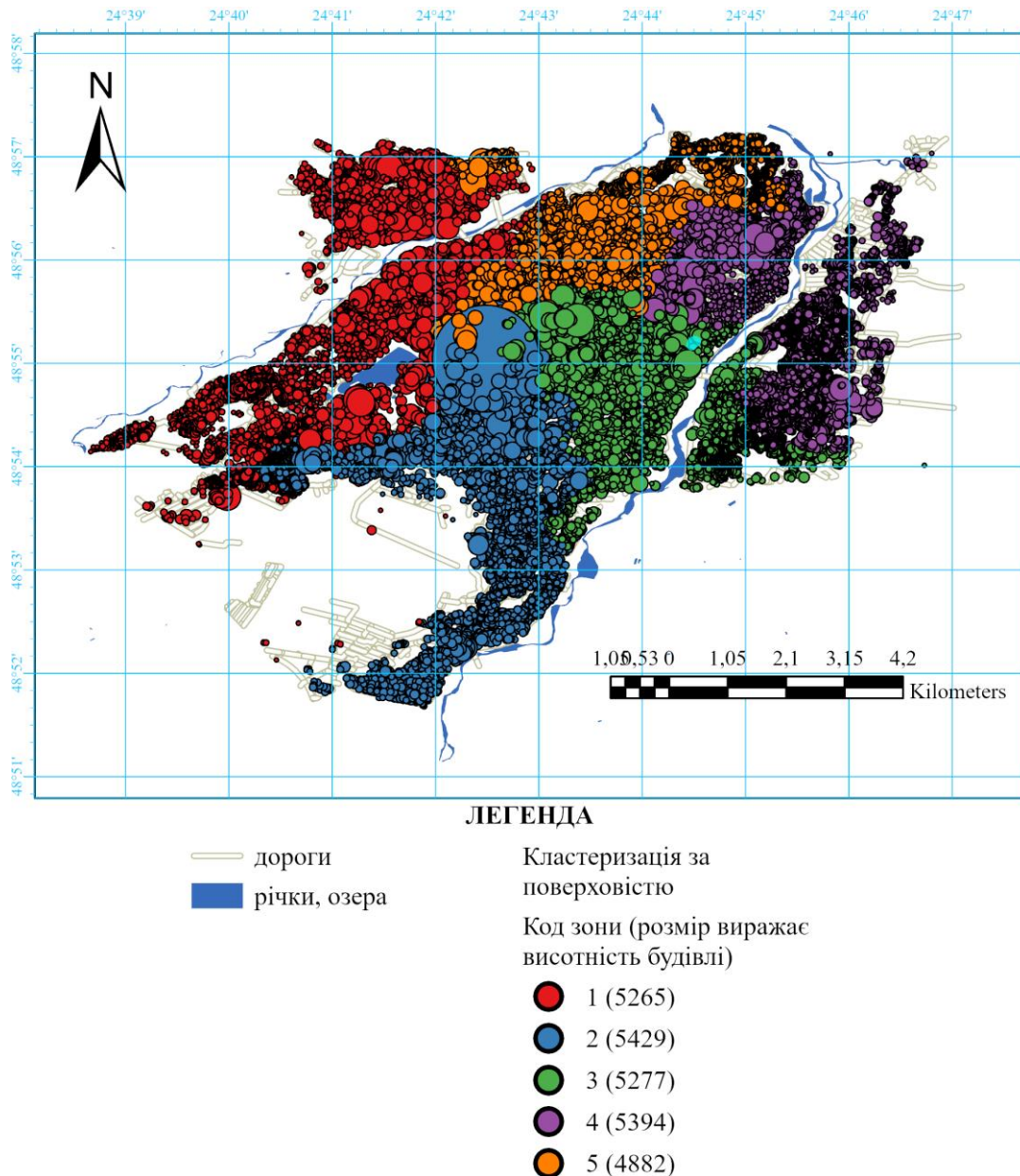


Рис. 8. Карта кластеризації водопостачання за висотою будівель

Вибір параметрів виконання інструмента базувався на попередньому досвіді просторової кластеризації. Основні налаштування включали:

- метод створення зон: «Defined number of zones» з кількістю кластерів, визначеною як п'ять;

- просторове обмеження: Trimmed Delaunay triangulation, що гарантує суміжність зон;
- характеристика зон: компактність, яка контролювалася на кожному кроці еволюції;
- атрибут для балансування: параметр висота із функцією Median, що відповідає за вирівнювання за висотою будівель;
- параметри генетичного алгоритму: розмір популяції – 100, кількість генерацій – 50, коефіцієнт мутації – 0,1 (як і в попередній кластеризації).

Таким чином, у моделюванні було реалізовано поєднання трьох груп факторів: геометричного (просторове положення), морфометричного (висота забудови) та інфраструктурного (близькість до мереж водопостачання).

Після виконання алгоритму було отримано п'ять кластерів водоспоживання, які поєднували як просторову суміжність, так і узгодженість за висотними характеристиками. Серед ключових результатів слід відзначити:

Кількість об'єктів у кластерах: у середньому 5249 будівель з похибкою ± 194 . Це свідчить про збереження відносної рівномірності розподілу, хоча відхилення збільшилися у порівнянні з попереднім просторовим аналізом (де похибка не перевищувала ± 10). Причиною є додаткове обмеження на балансування за висотою та відстанями, що ускладнює рівний поділ.

Компактність зон: середнє значення склало 0,901 із середньоквадратичним відхиленням 0,108. Цей показник лише незначно поступається результатам суто просторової кластеризації ($0,907 \pm 0,094$), що підтверджує ефективність алгоритму з точки зору збереження геометричної компактності навіть за умов багатокритеріального підходу.

Балансування за висотою: показник висоти набув середнього значення 4,780 при відхиленні 0,534. Це свідчить про успішне вирівнювання зон за критерієм висотної забудови: в межах одного кластера поєднуються будівлі різної поверховості, але їхній розподіл залишається наближеним до медіанного рівня, що мінімізує перекося у водному навантаженні.

Урахування інфраструктури: змінна отримала значення 0,000, що означає повну відповідність просторовому обмеженню. Інакше кажучи, алгоритм формував зони таким чином, щоб вони були оптимально наближені до існуючих мереж і комунікацій, що є принциповою умовою для планування реальної системи водопостачання.

Загалом можна стверджувати, що результативність моделі з урахуванням висоти є високою: сформовані кластери водоспоживання не лише геометрично збалансовані, але й відображають функціональну неоднорідність міського середовища.

Порівняльний аналіз із просторовою кластеризацією

Порівняння двох підходів – кластеризації виключно за просторовим положенням і кластеризації з урахуванням висоти будівель – дозволяє простежити ключові тенденції.

Розподіл кількості будівель. Просторова кластеризація забезпечила майже ідеальну рівномірність (відхилення ± 10), тоді як у другому випадку похибка зросла до ± 194 . Це є очікуваним компромісом: додаткові умови балансування унеможливають абсолютно рівний поділ, проте роблять його більш реалістичним.

Компактність зон. В обох випадках зони залишаються компактними, проте за умов багатофакторності показник трохи знижується. Однак значення 0,901 все ще свідчить про високий рівень просторової згуртованості.

Функціональна релевантність. Просторова модель формально коректна, проте не враховує відмінностей у водному навантаженні. Модель з висотою формує зони, які більш адекватно відображають реальні умови функціонування системи водопостачання.

Інтеграція з інфраструктурою. Врахування шару доріг дозволило сформувати кластери, які тяжіють до існуючих мереж, знижуючи потенційні витрати на транспортування води та підвищуючи логістичну ефективність. Просторовий підхід не забезпечував такого рівня узгодженості.

Отримані результати мають прикладну цінність для планування та управління системами водопостачання міських територій. По-перше, виділені кластери можуть використовуватися для визначення оптимальних точок подачі води та розрахунку необхідного тиску у мережі залежно від поверховості забудови. По-друге, врахування інфраструктурної прив'язки дозволяє оцінити витрати на реконструкцію чи модернізацію системи при розширенні забудови. По-третє, результати можуть бути застосовані для прогнозування сценаріїв розвитку міста: наприклад, моделювання впливу нових висотних житлових масивів на існуючі зони водоспоживання.

Крім того, методика може бути адаптована до інших сфер міського аналізу, зокрема для моделювання теплопостачання, енергоспоживання чи транспортних потоків, де поєднання просторових і морфометричних характеристик відіграє ключову роль.

Порівняльний аналіз просторової та багатокритеріальної кластеризації зон водоспоживання (5-зонна модель)

Порівняння двох карт (рис. 5 – кластеризація лише за просторовим розміщенням будівель; рис. 8 – кластеризація з урахуванням розміщення й висоти) демонструє якісно різні механізми формування зон водоспоживання та різний ступінь їх відповідності реальній структурі попиту. В обох випадках використано п'ятизонну схему, проте її просторове наповнення та межі суттєво відрізняються. Вибір саме п'яти кластерів є обґрунтованим як методично, так і операційно: по-перше, за результатами евристичних прогонів саме 5-зонна конфігурація забезпечила найкращий компроміс між компактністю зон і рівномірністю навантаження; по-друге, така кратність узгоджується зі структурою магістральних ліній і потенційними точками подачі (реалістична кількість зон для диспетчеризації та обслуговування); по-третє, у цій конфігурації середня кількість будівель на зону тримається в межах керованих значень, зберігаючи читабельність і інтерпретованість картографічної моделі.

На карті просторової кластеризації (рис. 5) межі зон здебільшого наслідують контури суцільної забудови, зберігають суміжність і високий рівень

компактності. Помітні природні та інфраструктурні лінії – річкові долини, головні транспортні артерії (в т.ч. коридор Н-10), а також територія аеропорту – виконують роль «м'яких» бар'єрів і часто слугують границями між зонами. У північному та північно-східному секторах, де переважає більш рівномірна малоповерхова забудова, кластери простягаються протяжними «пласками» масивами; у центрально-південній частині, навпаки, форма зон адаптується до локальних вигинів річки й транспортних вузлів. Така картина є очікуваною для підходу, який оптимізує лише просторову близькість і компактність: баланс за числом об'єктів майже ідеальний, але функціональна неоднорідність (поверховість/щільність) всередині зон зберігається.

Друга карта (рис. 8), де до моделі додано висоту будівель (символіка відображає її розміром знака), змінює логіку нарізки. Межі набувають «внутрішньої хвилястості», локально втягуються у бік високих будівельних ядер і, навпаки, відсуваються від надлишково щільних фрагментів, намагаючись урівноважити сумарну «висотну масу» кластера. У зоні центральних і південно-східних кварталів (порівняно ближче до осі головних магістралей і водних перешкод) фіксується перерозподіл: частина територій, що раніше належала одному просторовому кластеру, переходить до сусіднього, аби зменшити диспропорції за поверховістю. Натомість у північно-західному секторі, де домінує нижча поверховість, зони стають територіально ширшими – це компенсує меншу інтенсивність попиту, утримуючи баланс за «висотною ємністю». У підсумку п'ять зон залишаються суміжними й достатньо компактними, але їхня конфігурація відображає не тільки тяготіння до близькості, а й прагнення вирівняти потенційне навантаження на мережу.

Ключова відмінність між підходами полягає у внутрішній однорідності зон. Просторова кластеризація створює геометрично «охайні» ділянки з мінімальною варіацією кількості будівель, проте в межах таких зон співіснують квартали з радикально різною поверховістю – від малоповерхових осередків до висотних фокусів. Багатокритеріальна кластеризація (розміщення + висота) зменшує ці контрасти: у кожній зоні порівняно вирівнюється сукупний

«висотний профіль», а отже – більш адекватно моделюється потенційний водний попит. Це добре видно за перерозподілом меж поблизу водних бар'єрів і головних транспортних коридорів: зони ніби «обтікають» осередки висотної забудови, включаючи їх до складу тих кластерів, де загальне навантаження нижче, – тим самим досягається збалансованість без втрати суміжності.

З погляду практики водопостачання, друга карта є змістовно ціннішою. Вона краще підходить для планування тиску, лімітування подачі та вибору місць локальних підсилювачів (насосних станцій), оскільки враховує не лише кількість споживачів, а й їх «вертикальну» інтенсивність. Разом із тим її ціною є дещо менш «гладкі» межі та трохи більша варіативність числа об'єктів у зонах – типовий компроміс багатокритеріальної оптимізації. Сукупно це підтверджує доцільність 5-зонної багатокритеріальної моделі як робочої основи для диспетчеризації та реконфігурації міської системи водопостачання в умовах неоднорідної, висотно диференційованої забудови.

Водоспоживання та водовідведення за результатами кластерного аналізу

Аналіз систем водопостачання неможливий без інтеграції просторових характеристик забудови із демографічними та функціональними показниками. У цьому підрозділі представлено результати оцінки водоспоживання та водовідведення, виконані на основі кластеризації будівель за просторовим розташуванням і морфометричними параметрами (зокрема висотою). Такий підхід дозволив поєднати просторову компактність зон з урахуванням реальних відмінностей у поверховості та густоті заселення.

Методичні засади розрахунку

У вихідних даних для кожної будівлі були враховані:

висота – що використана для визначення орієнтовної кількості поверхів (1 поверх = 3 м);

площа основи – як показник забудованої площі;

код зони – кластерна належність будівлі.

Для оцінки чисельності населення застосовано спрощену модель: житлова площа будівлі визначалась як добуток кількості поверхів на площу основи. Виходячи з середньої площі квартири у 30 м² та середнього складу домогосподарства у 3 особи, було отримано оцінку населення в кожному будинку. Норма добового споживання води для однієї особи приймалася на рівні 150 л/добу, що відповідає сучасним нормативам у містах подібного типу (формула 1).

Розподіл будівель за кластерами дозволив узагальнити водоспоживання на рівні зон, що є необхідним етапом для моделювання роботи водопровідної мережі.

Результати кластерного аналізу

У межах міської території було виокремлено п'ять кластерів, що відображають компактні та функціонально обґрунтовані зони. Кожна з них характеризується різним типом забудови – від багатоповерхових житлових масивів до ділянок переважно середньо- та малоповерхових будинків.

Кластер 1 відзначається високою щільністю забудови та значною часткою багатоповерхових будівель. Тут середня висота сягає понад 8–10 поверхів, що обумовлює високу концентрацію населення. Відповідно, добове споживання води у цій зоні є найбільшим серед усіх кластерів.

Кластер 2 демонструє переважання середньоповерхових будівель (5–7 поверхів). Водоспоживання тут збалансоване: воно суттєво менше, ніж у першому кластері, але перевищує рівень зон, де домінує садибна забудова.

Кластер 3 включає значну частку малоповерхових будинків (2–4 поверхи), проте за рахунок великої кількості об'єктів забезпечує сукупний внесок у загальний баланс міста. Водоспоживання на одну будівлю тут нижче, однак агрегований попит у межах зони залишається вагомим.

Кластер 4 є змішаним за структурою, включаючи як середньоповерхові, так і багатоповерхові будівлі. Це створює складний профіль водоспоживання, із локальними піками у щільних житлових кварталах.

Кластер 5 характеризується найнижчим рівнем водоспоживання, що пояснюється переважанням садибної забудови та невеликою середньою висотою будівель. Проте територіальна протяжність зони потребує врахування втрат у мережі та особливостей водовідведення на значних площах.

Загалом, сукупна оцінка для всіх кластерів вказує на орієнтовне населення близько 260 тис. осіб, що узгоджується з офіційними статистичними даними по місту. Це підтверджує коректність застосованої методики розрахунків. Відповідно, загальний добовий попит на воду становить близько 39 тис. м³, з нерівномірним просторовим розподілом між зонами.

Особливості водовідведення

Обсяги водовідведення приймалися еквівалентними водоспоживанню, за винятком втрат та безповоротних витрат (полив, технологічні потреби). Для багатоповерхових кластерів характерне підвищене навантаження на систему каналізації у години пікових витрат (ранкові та вечірні години). У малоповерхових кластерах навантаження розподілене рівномірніше, але мережа потребує більших лінійних протяжностей для відведення стоків.

Важливо, що аналіз показав різницю у співвідношенні між споживанням та площею забудови. У багатоповерхових районах на одиницю площі припадає значно вищий попит на воду, ніж у садибних, що обумовлює різні вимоги до пропускної здатності трубопроводів і насосних станцій.

Висновки

Використання спектральних індексів на основі Sentinel-2 дозволяє кількісно оцінити баланс забудови та зелених зон, що є важливим для планування міського водокористування. Методика GEE забезпечує швидке оновлення даних та моніторинг динаміки урбанізації, що важливо для прийняття рішень у сфері міського планування та управління водними ресурсами.

1. Протягом 2017–2025 рр. Івано-Франківськ демонструє помірне зростання урбанізованих територій, що підтверджують індекси NDBI, BUI та

UI. Збереження зелених зон (NDVI, SAVI, EVI) забезпечує часткову компенсацію негативного впливу урбанізації на водозабезпечення, хоча локальні втрати рослинності спостерігаються.

2. Кластеризація із урахуванням параметра висоти будівель та їхнього розташування є більш інформативною та функціонально обґрунтованою у порівнянні з виключно просторовим підходом. Хоча вона супроводжується деяким збільшенням похибки у розподілі кількості будівель між кластерами, проте забезпечує: більш адекватне відображення потенційного водного навантаження; узгодження кластерів із реальною інженерною інфраструктурою; збереження високого рівня компактності та суміжності зон.

Отримані результати свідчать про перспективність використання багатокритеріальної кластеризації у системному аналізі міського середовища. Компонування кластерного аналізу з оцінкою висоти та площі будівель формує науково обґрунтовану основу для управління водними ресурсами в умовах сучасного міста. Поєднання геометричних, морфологічних та інфраструктурних факторів дозволяє перейти від формальних схем поділу до моделей, які є практично релевантними для прийняття управлінських рішень у сфері міського водопостачання та мають прикладне значення для визначення оптимальних місць підключення нових споживачів, розроблення сценаріїв модернізації системи, а також для прогнозування майбутніх навантажень з урахуванням можливої зміни щільності забудови.

Список літератури

- Allen-Dumas, M. R., Xu, H., Kurte, K. R., & Rastogi, D. (2021). Toward urban water security: Broadening the use of machine learning methods for mitigating urban water hazards. *Frontiers in Water*, 2. <https://doi.org/10.3389/frwa.2020.562304>
- Davybida, L., Kasiyanchuk, D., Shtohryn, L., Kuzmenko, E., & Tymkiv, M. (2018). Hydrogeological conditions and natural factors forming the regime of groundwater levels in the Ivano-Frankivsk region (Ukraine). *Journal of*

Ecological Engineering, 19(6), 34–44.

<https://doi.org/10.12911/22998993/91883>

- Deb, A. (2023). Water distribution system design using QGIS and EPANET. *Environmental Industry Letters*. <https://doi.org/10.15157/EIL.2023.1.2.101-110>
- Esch, T., Marconcini, M., Metz, A., Üreyen, S., Hermosilla, T., & Taubenböck, H. (2023). *World Settlement Footprint 3D (WSF 3D)* [Dataset, accessed 25.08.2025]. German Aerospace Center (DLR). <https://download.geoservice.dlr.de/WSF3D/>
- Esch, T., Zeidler, J., Palacios-Lopez, D., Marconcini, M., Roth, A., Mönks, M., Leutner, B., Brzoska, E., Metz-Marconcini, A., Bachofer, F., Loekken, S., & Dech, S. (2020). Towards a large-scale 3D modeling of the built environment: Joint analysis of TanDEM-X, Sentinel-2 and OpenStreetMap data. *Remote Sensing*, 12, 2391. <https://doi.org/10.3390/rs12152391>
- International Centre for Water Security and Sustainable Management, & UNESCO. (2023). *Water security and cities: Integrated urban water management*. UNESCO Publishing.
- Jabari, S., Shahrour, I., & El Khattabi, J. (2020). Assessment of the urban water security in a severe water stress area – Application to Palestinian cities. *Water*, 12(7), 2060. <https://doi.org/10.3390/w12072060>
- Kadhim, N. R., Abdulrazzaq, K. A., & Mohammed, A. H. (2021). The management of water distribution network using GIS application: Case study of AL-Karada area. *Journal of Physics: Conference Series*, 1895(1), 012038. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1895/1/012038>
- Kaya, Z., & Dervisoglu, A. (2023). Determination of urban areas using Google Earth Engine and spectral indices: Esenyurt case study. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 10(1), 1–8. <https://doi.org/10.30897/ijegeo.1214001>
- Lateş, I., & Luca, M. (2017). The management of water supply system using GIS application. *RevCAD Journal of Geodesy and Cadastre*, 22, 123–130.

- Loucks, D. P., & van Beek, E. (2017). Water resources planning and management: An overview. In *Water resource systems planning and management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1_1
- Maurya, A. K., & Kumar, A. (2024). Role of GIS in study of sustainable development and environmental management. *Journal of Geography & Natural Disasters*, 14, 326.
- Tholiya, J. J., & Chaudhary, N. (2021). *Water security: A geospatial framework for urban water resilience*. Springer Science and Business Media LLC. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-921679/v1>
- Zha, Y., Gao, J., & Ni, S. (2003). Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(3), 583–594. <https://doi.org/10.1080/01431160304987>
- ДБН України. (2013). *ДБН В.2.5-74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування*. Київ: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України.
- Мальований, М. С. (ред.). (2023). *Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг* [Колективна монографія; електронні дані]. Київ: Яроченко Я. В. <https://doi.org/10.51500/7826-38-4>
- Міністерство довкілля та природних ресурсів України. (2025). Наказ № 29 від 08.01.2025 «Про затвердження Програми державного моніторингу вод».
- Томільцева, А. І., Яцик, А. В., Мокін, В. Б., та ін. (2017). *Екологічні основи управління водними ресурсами* (навчальний посібник, 200 с.). Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування.

ВОДОКОРИСТУВАННЯ НА ОБ'ЄКТАХ ВИДОБУВАННЯ ВУГЛЕВОДНІВ ТА ПРОБЛЕМНІ АСПЕКТИ ПРИ ОФОРМЛЕННІ ДОЗВІЛЬНОЇ ДОКУМЕНТАЦІЇ

Дригулич П.Г., НАК «Нафтогаз України» Україна, Україна, Київ,
drygulych@naftogaz.com

Дригулич С.П., Івано-Франківський національний технічний університет
нафти і газу, Україна, Івано-Франківськ,
serhii.dryhulych@nung.edu.ua

Орфанова М.М., Івано-Франківський національний технічний університет
нафти і газу, Україна, Івано-Франківськ,
mariia.orfanova@nung.edu.ua

Abstract

Based on the analysis of personal research and practical experience of the authors and literature data, problematic aspects of water use and drainage in the oil and gas industry of Ukraine are considered.

In accordance with Article 49 of the Water Code of Ukraine (hereinafter, the Code), a permit for special water use (hereinafter, the permit) is issued by the territorial bodies of the State Agency of Water Resources of Ukraine upon application by a water user.

For large oil and gas companies, their branches and other separate divisions that have a significant number of water intakes and wastewater discharges into water bodies, obtaining a permit is a rather complicated procedure.

Since most of these water intakes are temporary (up to one year) or short-term (up to three years), and only some of them are long-term.

However, the territorial bodies of the State Agency of Water Resources of Ukraine usually issue a single general short-term permit for special water use for all water intakes/discharges within an administrative-territorial unit. Thus, business entities are deprived of the right to obtain a separate long-term permit for part of the water intakes within the region that operate on a permanent basis, and separate

permits for short-term water intakes. This problem is particularly acute for drilling companies.

The term of a short-term permit is three years (1,095 days), while the duration of well drilling is significantly shorter, depending on the depth of the well. This necessitates monthly (sometimes even more frequent) measures to terminate (revoke, invalidate) the general permit and obtain a new one, which leads to delays in the start of drilling operations and an unreasonable additional administrative burden on enterprises and the relevant territorial bodies of the Agency of Water Resources of Ukraine.

In practice, permits are most often issued for a term of only three (3) years, both for short-term and long-term water use, since the differences between them in Article 50 of the Code are leveled. In addition, on the State Water Agency's e-services portal, there is not a single permit in the List of Permits for Special Water Use with a term of more than ten years.

In addition, Articles 72 and 75 of the Code do not contain conditions for the return of associated formation water (hereinafter, AFW) from underground gas storage horizons. These storage facilities are usually located in depleted gas fields, although there are isolated cases where they are built in aquifers and, during gas extraction, AFW is brought to the surface, which must be returned to underground horizons by analogy with AFW from oil and gas fields.

Returning AFW to the subsoil should be considered an environmental measure that is most effective, aims to preserve the natural environment, and complies with environmental safety requirements and Ukrainian legislation on subsoil and environmental protection.

However, for several years now (since 2015), the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine has not been approving such projects. Therefore, the authors propose that technological projects for the return of AFW be submitted for approval only to the territorial bodies of the State Labor Service.

Постановка проблеми та актуальність дослідження

Більшість родовищ нафти і газу в Україні виснажені, або знаходяться на завершальній стадії експлуатації. Крім цього, родовища Східного нафтопромислового регіону знаходяться у безпосередній близькості до лінії фронту, окремі з них навіть розташовані на тимчасово окупованій території.

Процес будівництва нафтогазових свердловин та їх експлуатації характеризується значними витратами води. Загалом, можна виділити 3 основні напрямки водоспоживання: виробничі, господарсько-питні та протипожежні потреби [1]. Проте, саме технологічні процеси нафтогазовидобутку характеризуються використанням значних об'ємів води. Основним з них є будівництво свердловини, заводнення продуктивних горизонтів, інтенсифікація видобутку вуглеводнів, експлуатація свердловин і первинна підготовка нафти. При будівництві свердловин основні витрати води пов'язані з процесами буріння та гідророзривами пластів (ГРП) [2]. Також під час видобування нафти і газу водоспоживання характеризується збільшенням об'ємів використання води під час розроблення родовищ. Водночас відбувається збільшення споживання свіжої води. Спостерігається також зміна співвідношення між використанням свіжої води та очищених стічних вод. За даними [1], об'єми водоспоживання залежать від різних чинників, які можна об'єднати за причиною виникнення у такі групи:

- природничі (геологічні особливості, гідродинамічні, гідрогеологічні, фізико-хімічні властивості флюїдів);
- технічні (система розроблення родовища, система експлуатації родовища, стадія його розроблення або експлуатації);
- екологічні (неконтрольовані втрати води при технологічних процесах буріння, видобування та інтенсифікації через особливості геологічної будови регіону).

При бурінні важливим є очищення вибою свердловини від вибуреної породи та її підйом на денну поверхню. Відомо, що питома витрата промивальної рідини на 1 см² площі вибою при роторному бурінні і бурінні

електробурами повинна бути у межах 0,035 – 0,05 л/с, а при бурінні гідравлічними вибійними двигунами – не більшою 0,07 л/с [3]. Вода використовується у технологічних процесах буріння для приготування бурового розчину. Також необхідно враховувати, що продуктивність насоса повинна складати 0,75 – 1,24 л/с на 1 см діаметра свердловини, а швидкість потоку промивальної рідини у кільцевому просторі повинна становити 0,61 – 1,2 м/с [3]. За даними [1], добова потреба у воді у період будівництва свердловини становить 0,49 тис. м³, у період експлуатації – 10,4 тис. м³.

Під час буріння із збільшенням глибини свердловини збільшується об'єми використання води на технічні потреби буріння. За даними, [2] така залежність не є прямо пропорційною (табл. 1). Обсяги використання води, наприклад, для проведення ГРП залежать від щільності порід.

Таблиця 1

Обсяги використання води при бурінні
 вертикальної свердловини (Харківська область)

Назва показника	Глибина свердловини, м				
	1000	1500	2000	3000	4000
Об'єм використаної води, м ³	450	500	700	1100	1700

Проте, найбільші об'єми води використовуються на промивання свердловин та заводнення пластів під час видобування вуглеводнів для підтримку пластового тиску та інтенсифікації видобування. Саме процес закачування води у підземні горизонти у процесах нафтогазовидобування характеризується «безповортними» втратами води.

Використання води у значних об'ємах призводить, відповідно, до утворення не менш значних об'ємів відходів, таких як бурові стічні води і відпрацьований буровий розчин. Необхідно зауважити, що при бурінні однієї свердловини може утворитись понад 2000м³ забрудненої води [2]. Характерною особливістю таких відходів є наявність у їх складі усіх хімічних компонентів та реагентів, які були використанні для приготування бурового розчину, і доволі частим компонентом є нафта [4, 5].

Можливість використання розчинів після їх очистки дозволяє заощадити до 0,5 м³ бурового розчину на кожен тону відходів [6], що є важливим для зменшення використання свіжої води.

З метою уникнення зниження обсягів видобутку нафти і газу, суб'єкти господарювання збільшують обсяги буріння на виснажених родовищах, які експлуатуються вже протягом тривалого часу. Збільшення обсягів буріння вимагає збільшення обсягів водоспоживання для забезпечення технологічного процесу буріння та санітарно-гігієнічних потреб працівників бурової бригади. Одним з напрямків удосконалення процесу буріння у складних геологічних умовах є використання методів моделювання та прогнозування, які дозволяють обирати оптимальну стратегію буріння [7]. В такому ракурсі важливим є оптимізація використання бурових розчинів і відповідно оптимізація водокористування.

Дотримання цілей сталого розвитку в нафтогазовій промисловості є актуальним як з теоретичної, так й з управлінської точок зору, що має позитивно вплинути на ефективність розвитку галузі з обов'язковим врахуванням екологічної складової [8]. Для забезпечення досягнення високих техніко-економічних показників за одночасного дотримання обмежувальних норм екологічної безпеки для захисту довкілля в нафтогазовій промисловості необхідність зосередитись на послідовному аналізі комплексних техніко-технологічних питань процесу будівництва свердловин [9]. Як зазначено [10], актуальності набуває управління ризиками та забезпечення комплексної системи техніки безпеки та охорони навколишнього середовища. Перспективним при обґрунтуванні та прийнятті природоохоронних рішень є застосування стратегії зеленого маркетингу, що базується на поєднанні екологічних проблем та економічного імперативу [11]. В управлінні ризиками та сталої стійкості нафтогазових підприємств для підвищення точності оцінки ризиків та підвищення ефективності прийняття природоохоронних заходів перспективним може бути використаний також штучний інтелект [12]. Ключовими показниками ефективності діяльності підприємств нафтогазової

галузі є запобігання невідповідності нормам екологічної безпеки, запровадження компенсаційних заходів для пом'якшення негативного впливу нафтогазовидобутку на навколишнє середовище [10] та оптимізація водоспоживання при проведенні технологічних процесів буріння та видобування нафти і газу.

Оскільки більшість родовищ вуглеводнів в Україні знаходяться на завершальній стадії розробки, все більш актуальним є впровадження різноманітних методів інтенсифікації видобутку, наприклад таких як гідророзрив пласта, соляно кислотна обробка тощо, що у свою чергу потребує значної кількості води, для проведення цих операцій, та загостренню екологічних проблем у місцях проведення бурових робіт та видобування вуглеводнів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями

Згідно Державної програми розвитку внутрішнього виробництва зазначено, що розв'язати проблеми можливо шляхом диверсифікації та модернізації внутрішнього виробництва, більш ефективного використання діючих виробничих потужностей та підвищення їх технологічного рівня, суттєвого покращення регуляторного середовища для ведення бізнесу, впровадження механізму стимулювання ресурсозбереження та інноваційного розвитку, спрямування інвестиційних ресурсів держави на впровадження нових зразків ресурсозберігаючої та енергоефективної техніки і технологій, організації сучасної підготовки кадрів та стимулювання залучення до цих процесів приватного капіталу. За останні роки в галузях паливно-енергетичного комплексу закріпилися негативні тенденції щодо зменшення обсягів геологорозвідувальних робіт, підтверджених промислових запасів корисних копалин, зокрема вугілля та вуглеводнів, посилення залежності від зовнішніх поставок нафти і нафтопродуктів, природного газу та вугілля [13].

Викладення основного матеріалу

Обсяги буріння нафтогазових свердловин протягом останніх років значно зросли, особливо у Дніпровсько-Донецькій западині (далі – ДДЗ). Так згідно [14] обсяги бурових робіт тільки АТ “Укргазвидобування” (далі також – АТ УГВ) впродовж 2020-2024 років становили: 2020 рік – 124 367 м; 2021 рік – 209 665 м; 2022 рік – 215 215 м; 2023 рік – 325 627 м, 2024 рік – 370 004, і за перше півріччя 2025 р. було встановлено рекорд з проходки, який становив 211 662 м. Особливо можна відзначити червень, який став найпродуктивнішим місяцем, буровики подолали 43 009 метрів проходки. За період з 2021 по 2025 роки це абсолютний рекорд. Обсяги буріння та зростання проходки у порівнянні до попереднього періоду наведені у таблиці 2.

Таблиця 2

Обсяги буріння нафтогазових свердловин та водоспоживання філією БУ
 “Укрбургаз” АТ “Укргазвидобування”

Роки	2020	2021	2022	2023	2024	Перше півріччя. 2024	Перше півріччя. 2025
Обсяг буріння, м	124 367	209 665	215 215	325 627	370 004	165 864	211 662
Зростання проходки до попереднього періоду, %	-	68,59	2,65	51,30	13,63	-	78,36
Водоспоживання, тис м. куб.	75,918	476,870	386,504	417,001	623,560	134,147	215,296
Зростання водоспоживання до попереднього періоду, %	--	628,14	-23,38	7,89	49,53	-	62,31

Як видно з наведених даних у таблиці 1 за період з 2020 по 2024 рік обсяги буріння в АТ УГВ зросли у 2,97 рази (рис. 1) і обсяги водоспоживання АТ УГВ також збільшилися, але не рівномірно. При чому середньодобове споживання води на буровій становить від 20 до 50 м³/добу, і лише в окремих випадках під час проведення тампонажних робіт чи гідророзриву пласта водоспоживання може буде дещо більшим. В середньому на 1 м проходки, в

залежності від інтервалів буріння та діаметру долота, орієнтовно використовується від 0,3 до 1,5 м³ води (табл. 3).

Таблиця 3

Середнє водоспоживання м³/добу та на 1 м проходи при бурінні нафтогазових свердловин в АТ «Укргазвидобування»

Глибина свердловин, м	2000-3000	3000-3500	3500-4000	4000-4500	4500-5000	5000-5500	5500-6000	>6000
Обсяг водоспоживання, м ³ /добу	41,48	38,77	48,22	29,89	31,48	36,71	33,83	29,48
Водоспоживання на 1 м проходки, м ³ /добу	0,73	0,90	1,22	0,83	0,84	0,93	1,05	1,20
Кількість свердловин	20	30	69	25	10	7	10	10

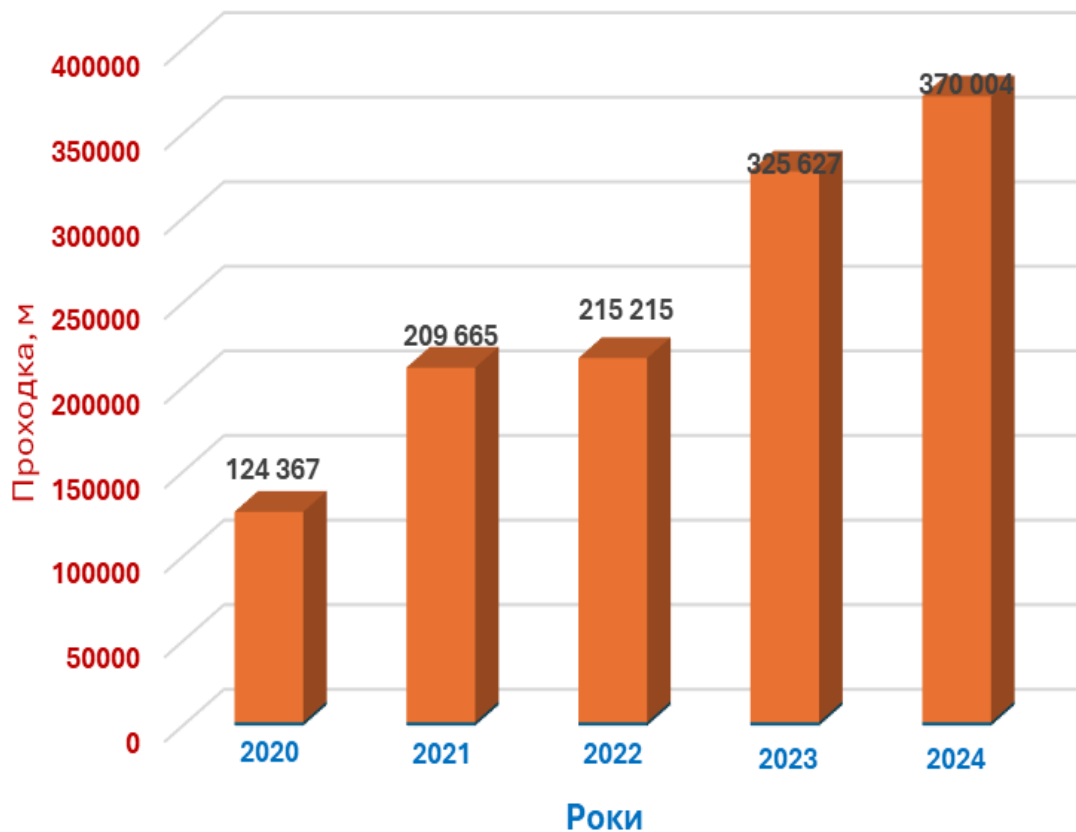


Рис. 1. Обсяги буріння АТ "Укргазвидобування" за 2020-2024 рр.

У ПАТ «Укрнафта» також за цей період дещо зросли обсяги буріння, але вони є значно нижчими ніж в АТ "Укргазвидобування". Результати проходки в ПАТ «Укрнафта» наведені в таблиці 4.

Таблиця 4

Обсяги буріння ПАТ «Укрнафта»

Роки	2020	2021	2022	2023	2024	1.кв. 2025
Обсяг буріння, м	1 100	3 700	1 900	11 100	31 200	15 200

Таким чином зростання обсягів буріння вимагає збільшення обсягів водоспоживання, що у свою чергу призводить до негативного впливу на довкілля, особливо на ґрунти та ґрунтові води, за рахунок збільшення обсягів утворення відходів буріння, зокрема відпрацьованих бурових розчинів, і відповідно бурових стічних вод, але на практиці ситуація є дещо іншою. Так при обстеженні окремих майданчиків свердловин, які були закінчені бурінням у 2023-2025 рр. автором було встановлено, що після демонтажу і вивезення бурового обладнання, на багатьох бурових майданчиках другий амбар наполовину заповнений, а більшість третіх шламових амбарів залишаються «сухими» (рис. 2-5).



Рис. 2. Другий амбар
св. №541 Зах. Хрестищенського ГКР



Рис. 3. Другий амбар
св. №128 Котелевського ГКР



Рис. 4. Третій амбар
св. №3 Веснянського ГКР



Рис. 5. Третій амбар
св №704 Зах. Хрестищенського ГКР

Враховуючи наведене вище, пропонується у ДДЗ, якщо дозволяють інженерно геологічні умови, на майданчиках нафтогазових свердловин не облаштовувати третій шламовий амбар, що дещо мінімізує фінансові затрати та зменшить навантаження на ґрунти.

Відсутність бурових стічних вод у другому амбарі (рис 2-3) свідчить про те, що у літні періоди обсяги випаровування вологи є вищими від кількості опадів, тому інколи доцільно перенести технічну рекультивацію землі та видалення відходів буріння на наступні періоди. Це дозволить зменшити витрати на проведення рекультивації, оскільки зменшиться обсяг рідких відходів, зникне необхідність риття траншей для захоронення БСВ, які не гідроізолюються, що негативно може впливати на ґрунти і ґрунтові води.

Згідно чинного законодавства водокористування може бути двох видів - загальне та спеціальне.

Загальне водокористування здійснюється громадянами для задоволення їх потреб безкоштовно.

Спеціальне водокористування - це забір води з водних об'єктів із застосуванням споруд або технічних пристроїв, використання води та скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти. Спеціальне водокористування здійснюється юридичними і фізичними особами насамперед для задоволення питних потреб населення, господарсько-побутових, лікувальних, оздоровчих, сільськогосподарських, промислових, транспортних, енергетичних, рибогосподарських та інших державних і громадських потреб.

Відповідно до Водного кодексу України [15] (далі – Кодекс) спеціальне водокористування є платним та здійснюється на підставі дозволу на спеціальне водокористування. Дозвіл на спеціальне водокористування (далі також – дозвіл) видається територіальними органами Держводагенства. На практиці, як правило, видається один загальний короткостроковий дозвіл на спецводокористування на всі водозабори/випуски у межах адміністративно-територіальної одиниці для юридичної особи чи її філії. Таким чином, суб'єкти господарювання позбавлені права отримати один довгостроковий дозвіл на

частину водозаборів, які функціонують на постійній основі та окремо короткострокові дозволи на інші водозабори.

Зазначена вимога ускладнює діяльність великих підприємств нафтогазової галузі України (далі – НГГУ), їх філій та інших відокремлених підрозділів, що володіють значною кількістю водозаборів і випусків стічних вод у водні об’єкти. Більшість таких водозаборів є тимчасовими (до одного року) чи короткостроковими (до трьох років), і лише частина водозаборів є довгостроковими.

Особливо гостро ця проблема постала для бурових підприємств, які для забезпечення технологічного процесу буріння нафтогазових свердловин на бурових майданчиках облаштовують артезіанські свердловини або інші тимчасові водозабори з поверхневих водойм.

Термін дії короткострокового дозволу становить три роки (1095 діб), а тривалість буріння свердловини становить значно менші терміни, які залежать від її глибини і орієнтовно становлять: до 1000 м – 14 діб; до 2000 м – 42 доби; до 3000 м - 57 доби; до 3500 м – 84 доби; до 4000 м – 99 діб; до 4500-112 доба; до 5000 м - 119 доби; до 5500 – 128 діб; до 6000 м - 188 діб; > 6000 м - 256 діб (рис. 6).

Після завершення буріння свердловини, обладнання демонтується і вивозиться, а водозабори ліквідовуються й облаштовуються нові на інших бурових майданчиках.

Наведемо реальний приклад проблемних моментів у сфері водокористування. Так Шебелинське газопромислове управління АТ УГВ у Харківській області експлуатує 30 водозаборів, і 34 приймачі зворотних (стічних) вод, з них тільки три випуски є безпосередньо у водні об’єкти, через що дозвіл від 08.04.2024р. №59/ХР/49д-24 видано терміном дії на три роки. Тому доцільно було видати один довгостроковий дозвіл на всі водозабори, окрім цих трьох, на який отримати один на всі три чи окремо на кожен з них.

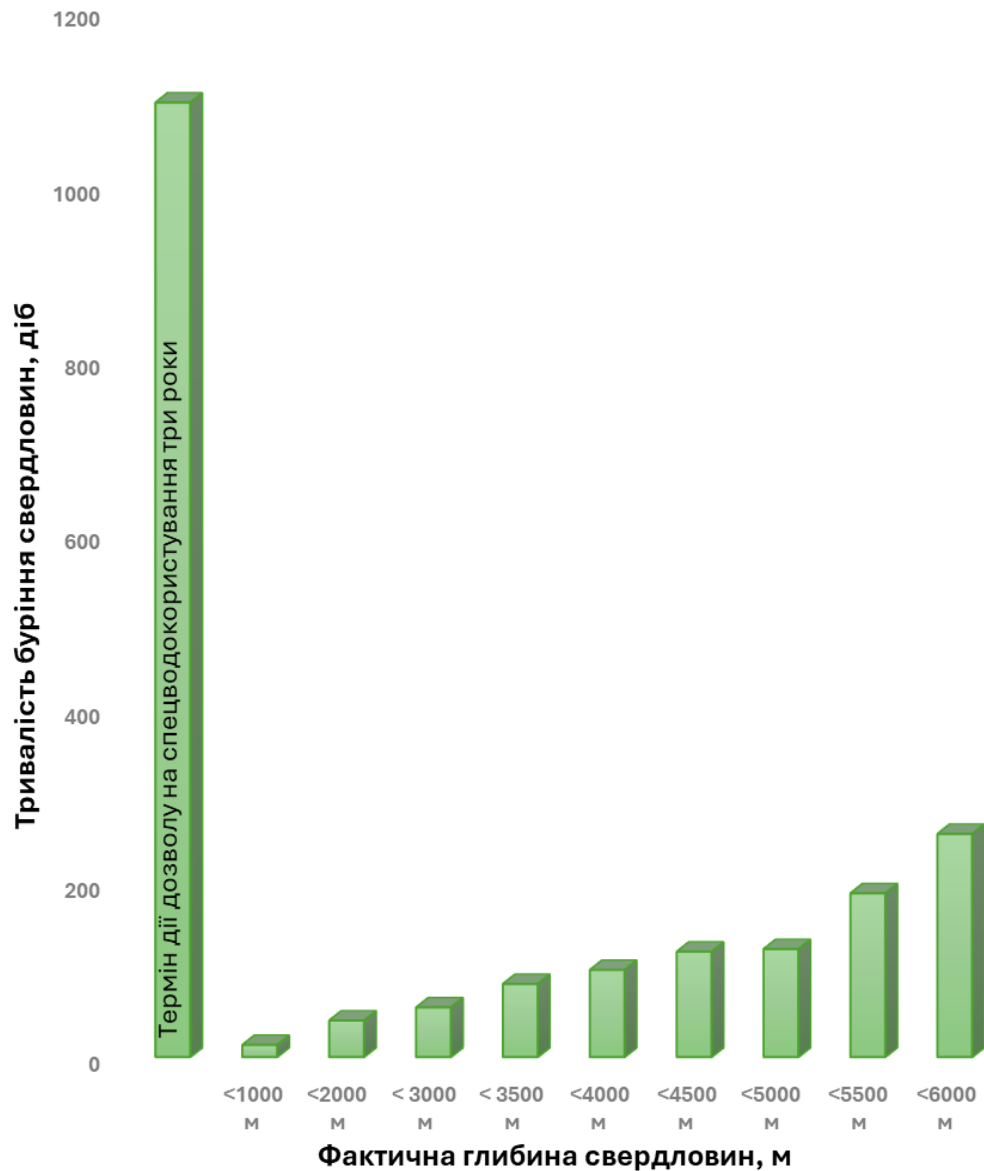


Рис. 6. Співвідношення терміну дії дозволу на спецводокористування до термінів буріння свердловин

Також Бурове управління «Укрбургаз» АТ УГВ на території Харківської області на даний час має 13 артезіанських свердловин, з яких здійснює забір води, і 15 приймачів зворотних (стічних) вод (каналізація, вигріб), на які в установленому порядку отримано дозвіл від 05.01.2024 р. №2/ХР/49д-24. При появі будь-якого нового водозабору чи ліквідації попереднього, суб'єкту господарювання необхідно буде звертатися до відповідного органу, що видав дозвіл на спеціальне водокористування, з проханням прийняти рішення про відкликання дозволу або визнати його недійсним і видати новий дозвіл. А на

території Харківської області щорічно буриться декілька десятків нафтогазових свердловин і облаштовуються тимчасові водозабори.

Згідно [16, 17] протягом 2021-2023 рр. у Полтавській області органами Держводгоспу було видано 581 дозвіл на спеціальне водокористування, 192 - анульовано, у Харківській області – видано 270 та 73 анульовано.

Основними водоносними горизонтами для забезпечення бурових у Харківській та Полтавській областях є Полтавський, Харківський та Бучакський горизонти. Полтавський, Харківський горизонти залягають на невеликих глибинах, недостатньо захищені, колектор неоднорідний, продуктивність свердловин незначна, тому дуже рідко можуть використовуватися, і то лише для технологічних потреб. Бучакський горизонт має найбільше поширення і залягає на відносно невеликих глибинах, тому переважно використовується суб'єктами господарювання для водозабезпечення бурових та інших об'єктів.

Це зумовлює необхідність щомісячного (інколи навіть частіше) відкликати чи визнавати загальний дозвіл недійсним та отримувати новий дозвіл, що призводить до затримок початку бурових робіт та необґрунтованого додаткового адміністративного та фінансового навантаження на бурові підприємства й відповідні територіальні органи Держводагенства.

Через це найчастіше дозволи видаються терміном лише на 3 (три) роки, як на короткострокове, так і на довгострокове водокористування, оскільки відмінності між ними у статті 50 Кодексу нівельовані. Крім цього, на порталі електронних послуг Держводагенства у Переліку дозволів на спеціальне водокористування **немає жодного дозволу терміном понад десять років**. Переважна більшість дозволів у реєстрі є терміном **на три і п'ять років**.

Таким чином, через складну і тривалу процедуру оформлення дозволів більшість бурових компаній здійснюють забір води з артезіанських свердловин переважно без дозволів. Через це у відповідності до вимог ст. 255 Податкового кодексу України (далі – ПКУ) [18] суб'єкти господарювання сплачують рентну плату у п'ятикратному розмірі, як за понадлімітне використання, виходячи з

фактичних обсягів використаної води. При чому, згідно з 255.11.20. ПКУ [18] у межах встановленого в дозволі ліміту використання води рентна плата включається до складу витрат, а за понадлімітне використання справляється з прибутку, що залишається у розпорядженні водокористувача після оподаткування.

Крім цього, згідно «Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів» [19] у розділі IX. передбачені ще й штрафні санкції за самовільне використання водних ресурсів за відсутності дозволу на спеціальне водокористування у п'ятикратному розмірі, про що було підтверджено листом Державної екологічної інспекції України від 10.04.2025 №1706/2.3/10-25: *«Відшкодування збитків, завданих внаслідок порушень водного законодавства, не звільняє винних від збору за спеціальне водокористування, а також від необхідності здійснення заходів щодо ліквідації шкідливих наслідків»*. Таким чином добровільна сплата рентної плати за спецводокористування у п'ятикратному розмірі не звільняє підприємства від штрафних санкцій, які можуть бути накладені державними природоохоронними органами.

Окрім цього, у статтях 72 і 75 Кодексу [15] відсутні умови повернення супутньо-пластових вод (далі – СПВ) підземних горизонтів газосховищ. Ці сховища, як правило, облаштовані у виснажених покладах газових родовищ, хоча є поодинокі випадки, коли вони споруджені у водоносних горизонтах і під час відбору газу на поверхню виносяться СПВ, які необхідно повертати до підземних горизонтів по аналогії із СПВ нафтогазових родовищ [14].

Повернення СПВ у надра необхідно розглядати як екологічний захід, який є найефективнішим, має на меті збереження навколишнього природного середовища та відповідає вимогам екологічної безпеки, законодавству України щодо охорони надр та довкілля.

Всі проєкти провадження планованої діяльності з видобування нафти та природного газу, глибокого буріння, видобування прісних підземних вод у

відповідності до вимог Закону України “Про оцінку впливу на довкілля” [20] проходять процедуру з оцінки впливу на довкілля та отримують позитивні висновки, у яких оцінюється вплив проєктної діяльності як допустимий.

Реалізація всіх проєктів з дослідно-промислової розробки родовищ (покладів) та проєктів промислової розробки родовищ, консервація, ліквідація свердловин тощо, здійснюється лише після погодження з органами Державної служби України з питань праці у відповідності до “Положення про Державну службу України з питань праці” [21] та згідно з Правилами розробки нафтових і газових родовищ [23]. Як правило, у цих проєктах ДПР чи проєктах промислової розробки родовищ розглядається вплив діяльності на всі аспекти довкілля, у т. ч. у них міститься розділ з повернення супутньо-пластових вод до підземних горизонтів.

Положенням про Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України [23] в основних завданнях відсутні обов’язки щодо погодження проєктів з розробки родовищ, зате передбачено невластиві функції, а саме п. 119 погоджує технологічні проєкти повернення супутньо-пластових вод нафтогазових родовищ до підземних горизонтів. І вже протягом декількох років (з 2015 р.) Міндовкілля не погоджує підприємствам НГГУ такі проєкти [24, 25].

Враховуючи це фахівцям НГГУ було напрацьовано законопроект “Про внесення змін до Водного кодексу України щодо спрощення процедури оформлення дозволів на спеціальне водокористування та погодження проєктів із повернення супутньо-пластових вод”.

Цим законопроектом пропонується внести зміни у визначення строків водокористування, а саме:

- тимчасове водокористування - терміном до одного року;
- короткострокове водокористування – три роки;
- довгострокове водокористування - від шести до дванадцяти років (можна розглянути і такий варіант - від п’яти до десяти).
- При цьому передбачається, що:

- на тимчасові водозабори дозвіл не отримується, а діяльність проваджується за декларативним принципом;
- на короткострокові водозабори (ті що отримуються вперше або здійснюється скид стоків безпосередньо у водний об'єкт) видається один загальний дозвіл на всі водозабори, або окремо на кожен водозабір за вибором суб'єкта господарювання;
- довгостроковий дозвіл спеціального водокористування згідно із заявою водокористувача може видаватися на один водозабір або на всі водозабори суб'єкта господарювання в межах однієї адміністративно-територіальної одиниці чи басейнового управління.

Також цим законопроектом пропонується надавати технологічні проекти з повернення СПВ на погодження територіальним органам Державної служби України з питань праці за аналогією з погодженням проектів розробки родовищ нафти та газу.

Висновки

Необхідно внести зміни до нормативно-правових актів та проектної документації на влаштування нафтогазових свердловин, в окремих випадках передбачити облаштування тільки двох шламових амбарів.

Проводити технічну рекультивацію землі та видалення відходів буріння лише після відкачування бурових стічних вод або осушування шламових амбарів шляхом природного випаровування.

Спрощення процедури отримання дозволу на спецводокористування та погодження технологічних проектів на повернення СПВ до підземних горизонтів дозволить суб'єктам господарювання, що здійснюють видобування вуглеводнів, наростити видобуток вуглеводнів і сприяти енергетичній незалежності держави.

Внесення цих змін до Кодексу дасть змогу оптимізувати діяльність підприємств нафтогазової галузі з влаштування водозаборів, отримання

дозволів на спеціальне водокористування, повернення супутньо-пластових вод нафтогазових родовищ і вод підземних сховищ газу, відповідно, зменшити негативний вплив на довкілля, збільшити обсяги видобування природних ресурсів.

Реалізація законопроекту сприятиме збільшенню надходжень до державного й місцевих бюджетів і не потребує фінансування з державного чи місцевих бюджетів. Також, на думку авторів це позитивно вплине: на ринкове середовище, на забезпечення захисту прав й інтересів суб'єктів господарювання, громадян і держави; розвиток регіонів, підвищення спроможності територіальних громад, ринок праці, рівень зайнятості населення; навколишнє природне середовище, обсяг природних ресурсів; мінімізує рівень забруднення атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих та підземних вод.

Список використаної літератури

- [1] Системний підхід до підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних територій : монографія / І. Ю. Аблєєва, Л. Д. Пляцук. – Суми : Сумський державний університет, 2021. – 275 с. URL : <https://surl.li/luoqxt>.
- [2] Захарченко М., Карпенко І. Використання очищеної води на потреби буріння свердловин та ГРП з мінімізацією ризиків впливу на навколишнє середовище. *Науковий вісник будівництва*, 2015, Том 81 № 3: 128-134. URL : <https://surl.li/fqahko>.
- [3] Буріння нафтових і газових свердловин : підручник / В. М. Орловський, В. С. Білецький, В. І. Сіренко. – Львів : Видавництво ПП «Новий Світ-2000», 2024. – 408 с. URL : <https://surli.cc/ticmry>.
- [4] Рикусова Н.І. Сучасні методи переробки та утилізації відходів буріння нафтогазових свердловин. *Екологічні науки*. – Екологічні науки №1(20), Том 2, 2017. С. 130 – 135. URL : <https://surl.li/sujuwf>.

- [5] Pereira, L. B., Sad, C. M., Castro, E. V., Filgueiras, P. R., & Lacerda Jr, V. Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review. *Fuel*, 2022. 310, 122301. URL : <https://surl.li/vnócz>.
- [6] Шкоп, А. О., Пономарьова, Н. Г., Шестопапов, О. В., Босюк, А. С., & Матісс, Д. Очищення бурових розчинів з використанням осаджувальних центрифуг. *Herald of Khmelnytskyi National University. Technical Sciences*, 2025. 349(2), 70-76. URL : <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2025-349-9>
- [7] Deryaev, A. Engineering aspects and improvement of well drilling technologies at the Altyguyi field. *Machinery & Energetics*, 2024. 15(2), 9-20. URL : <https://doi.org/0.31548/machinery/2.2024.09>.
- [8] Vitiana L'Abate, Benedetta Esposito, Daniela Sica, Stefania Supino. Fueling the circular transition: an empirical exploration of sustainable development goal performance in the oil and gas industry *Measuring Business Excellence*. 2024. URL : <https://doi.org/10.1108/MBE-06-2024-0085>
- [9] Павличенко А., Ігнатов А., Коровяка Є., Аскеров И. Основні техніко-технологічні та екологічні аспекти спорудження експлуатаційних свердловин. *Інструментальне матеріалознавство*, 2023. 26(1), 69-79. URL : <https://surl.li/ekkmyz>.
- [10] Albeldawi M. Environmental impacts and mitigation measures of offshore oil and gas activities. In *Developments in Petroleum Science*. 2023. Vol. 78, pp. 313-352. *Elsevier*. URL : <https://surl.lu/aeboav>.
- [11] Bahareh Abedin, Manuela Rozalia Gabor, Irina Olimpia Susanu, Yousif Fllayyih Jaber. (2024) Exploring the Perspectives of Oil and Gas Industry Managers on the Adoption of Sustainable Practices: A Q Methodology Approach to Green Marketing Strategies. *Sustainability*, 16(14), 5948; URL : <https://doi.org/10.3390/su16145948>
- [12] Ramachandran K. K., Karthick K. K., Lakshmi Priya Vinjamuri, Ramesh R., Mustafa Al-Taee, Malik Bader Alazzam. (2023). Using AI for Risk Management and Improved Business Resilience. 3rd International Conference

on Advance Computing and Innovative Technologies in Engineering (ICACITE). URL : <https://doi.org/10.1109/ICACITE57410.2023.10182662>

- [13] Державна програма розвитку внутрішнього виробництва : Постанова КМУ від 12 вересня 2011р. № 1130. URL : <https://surl.lt/navfxs>.
- [14] Дригулич С. П., Орфанова М. М., Дригулич П. Г. Екологічні аспекти управління відходами під час спорудження нафтогазових свердловин. *Екологічні науки*. Випуск № 6(57), 2024. С-31-40. URL : <https://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2024/6/7.pdf>.
- [15] Водний Кодекс України : Постанова ВР від 06.06.95р. № 214/95-ВР. URL: <https://surli.cc/edtqpq>.
- [16] Екологічний паспорт Полтавської області 2023р. URL : <https://surli.cc/qxyaps>.
- [17] Екологічний паспорт Харківської області 2023р. URL : <https://surl.lt/qwtjpf>.
- [18] Податковий кодекс України : ВРУ від 02.12.2010 № 2755-VI. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2755-17#Text>.
- [19] Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів : Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 20.07.2009р. № 389. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09#Text>.
- [20] Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23.05.2017 № 2059-VIIIВР, 2017, № 29. URL : <https://surl.li/yevmdv>.
- [21] Положення про Державну службу України з питань праці : Постанова КМУ від 11.02.2015р. № 96. URL : <https://surl.li/ncaxan>.
- [22] Правила розробки нафтових і газових родовищ : Наказу Міністерства екології та природних ресурсів від 15.03.2017 № 118. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0692-17#Text>.
- [23] Деякі питання Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів : Постанова КМУ від 25.06.2020р. № 614. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/614-2020-%D0%BF#Text>.

- [24] Дригулич П. Г. Які особливості дозвільних процедур у нафтогазовій галузі України? *SUSTAINABILITY LEADER'S GUIDE*. 2024. – № 2. URL : <https://surl.lu/cekrwp>.
- [25] Дригулич П. Г. Супутньо-пластові води у нафтогазовій галузі: проблема чи рішення? *SUSTAINABILITY LEADER'S GUIDE*. 2023. № 6 (6). С. 54-49. URL : <https://surl.li/unoirp>.

ЗМІНА КЛІМАТИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ У КОНТЕКСТІ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ: РЕТРОСПЕКТИВА ТЕНДЕНЦІЙ ТА ПЕРСПЕКТИВА СТРАТЕГІЧНИХ ПІДХОДІВ ДО АДАПТАЦІЇ

Мальований М.С., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
проф., завідувач кафедри ЕЗП, Україна, Львів

Антонов М. Д., Національний університет «Львівська політехніка», аспірант
кафедри ЕЗП, Україна, Львів

Abstract

The article addresses the pressing issue of forecasting climate parameters within the context of global adaptation trends to climate change. It presents a comprehensive analysis of current challenges associated with anthropogenic impacts on the natural environment and examines contemporary international strategies aimed at climate change adaptation. The research emphasizes the growing urgency of mitigating the accelerated pace of climate change driven by human activity. Analytical findings demonstrate that the cumulative environmental degradation caused by anthropogenic factors far exceeds existing adaptation and mitigation efforts, with profound implications for economic sectors (industry, energy, and trade), social systems (public health, food security, and demography), and other vital domains of human development. The study further explores the principal legal and institutional frameworks at both national and international levels, identifying prevailing global trends and strategic approaches designed to reduce human-induced environmental impacts and strengthen adaptive capacity in the face of ongoing climatic transformations.

Вступ

У сучасну епоху глобалізаційних трансформацій та інтенсивного техногенного розвитку проблема зміни клімату набула статусу однієї з найгостріших і найскладніших викликів ХХІ століття. Згідно з аналітичними

звітами Міжурядової групи експертів з питань зміни клімату (далі – ІРСС), темпи глобального потепління вже перевищили показники тенденції, що призводить до підвищення частоти екстремальних погодних явищ, деградації екосистем, втрати біорізноманіття та збільшення соціально-економічних ризиків для окремих держав і цілих регіонів.

Актуальність дослідження полягає у критичній необхідності обізнаності громадськості у проблемі антропогенного впливу на довкілля та у наслідку неможливості ефективно прогнозувати зміни клімату.

Мета дослідження полягає у здійсненні всебічного огляду поточних проблем та міжнародних прогресуючої деградації довкілля та подальшій розробці стратегічних підходів до адаптації держав до зміни клімату задля ефективного прогнозування кліматичних параметрів.

Досягнення мети стало можливим завдяки виконанню основних завдань: а) аналіз сучасного стану міжнародної проблеми зміни клімату та стратегій її вирішення; б) дослідження міжнародного та національного правового регулювання України, спрямованого на зменшення антропогенного впливу людини на кліматичну систему

Методологічна основа дослідження ґрунтується на використанні системного, порівняльно-правового, структурно-функціонального, аналітичного та прогностичного методів, а логіка побудови дослідження передбачає послідовний розгляд міжнародних тенденцій зміни клімату, системи правового регулювання, міжнародного та національного України, спрямованого на зменшення антропогенного впливу людини та адаптацію до нових кліматичних реалій.

Основна частина

Огляд тенденції зміни кліматичних показників

Попри те, що сьогодні надзвичайно велика кількість наукових публікацій та досліджень присвячена проблемі глобальної зміни клімату як одній із найважливіших екологічних загроз сучасності, зокрема у працях ІРСС, питання

впливу кліматичних змін залишається і надалі надзвичайно актуальним. Це, зокрема, зумовлено значним антропогенним навантаженням та нераціональною експлуатацією природних ресурсів, які тільки зростають з кожним роком (Агенція сталого розвитку Карпатського регіону «Форза», 2015).

Варто розуміти, що найбільш впливові фактори змін клімату з'явилися досить нещодавно, приблизно протягом останніх ста років, в основному завдяки людям. У 2013 році було підписано П'ятий оціночний звіт про стан глобальної зміни клімату, підготовлений IPCC. Одним із ключових висновків цього звіту стало твердження, що наукова спільнота має найвищий рівень упевненості за всю історію спостережень у тому, що саме людська діяльність є основним чинником зміни клімату, починаючи з 1951 року (International Climate Network, 2013).

Одним із найяскравіших прикладів антропогенного впливу на клімат є поступове зростання середньорічних температур. Згідно зі звітом IPCC, наукові дослідження свідчать, що лише близько однієї третини кліматичних змін, зафіксованих з кінця XIX століття, можна пояснити природними причинами, тоді як дві третини є наслідком діяльності людини — насамперед збільшення концентрації парникових газів в атмосфері (Іванюта С.П. та ін., 2020). За даними Організації Об'єднаних Націй, замість обмеження глобального потепління до рівня 1,5°C, передбаченого Паризькою угодою 2015 року, світ наразі рухається шляхом, який може призвести до підвищення середньої глобальної температури на 3,2°C до 2100 року (UN Environment Programme, 2019; Climate Change Synthesis, 2014).

Як зазначається у звіті, «вплив людської діяльності спричиняє підвищення температури кліматичної системи планети з темпами, безпрецедентними за останні дві тисячі років» (Masson-Delmotte, V. et al., 2021). Одним з найяскравіших прикладів цього тезису є втрата лісів та водно-болотних угідь, які в іншому випадку могли б поглинати CO₂, додатково посилює ефект глобального потепління. Протягом останніх 300 років було зрубано майже 1,5 мільярда гектарів лісів світу. З усього обсягу 2 мільярдів

гектарів, знищених за останні 10,000 років, світ втратив близько третини своїх лісів, що становить майже два мільярди гектарів. На перший погляд, у довгостроковій перспективі це може не здаватися надзвичайно серйозною проблемою, проте детальніший аналіз показує, що 1,5 мільярда з 2 мільярдів загублених гектарів було вирубано лише за останні 300 років.

Окрім підвищення середньорічної температур та зменшення загальної площі лісів, зміни клімату ведуть до таких проблем як:

- деградація гідро- та кріосфери, зокрема: підняття рівня та температури моря та світового океану; танення льодовиків та льодових щитів; забруднення та засолення води; дефіцит кількісно-якісних показників водних ресурсів на планеті; зменшення інфільтраційного живлення підземних вод та площі поверхневих басейнів через прогресуюче зростання сумарного випаровування (Інформаційно-аналітична довідка, 2020);

- планомірний занепад сільського господарства та врожайності; зниження рівня продовольчої безпеки: дані досліджень свідчать, що без адаптаційних заходів зміна клімату може знизити глобальний приріст сільськогосподарського виробництва до 30% до 2050 року (Munich Security Conference, 2020);

- неконтрольовані міграційні процеси та зниження рівня громадського здоров'я з паралельним зростанням унаслідок недоїдання, хвороби, відсутність доступу до джерела чистої води і прямих негативних наслідків надзвичайно високих температур (World Health Organization, 2013));

- погіршення стану якості атмосферного повітря та зменшення біорізноманіття. Експерти Всесвітнього фонду природи (WWF) визначили п'ять основних груп екологічних факторів, які спричиняють глобальну втрату біорізноманіття (WWF, 2016; Mulnern O., 2020): а) втрата та деградація середовища існування видів; б) надмірна експлуатація видів (нераціональне рибальство, видобуток корисних копалин або браконьєрство, ненавмисне знищення особин некомерційних видів тощо); в) забруднення; г) чужорідні (інвазивні) види та хвороби; г) зміна клімату.

Ситуація не покращується і для України. Як зазначає Віра Балабук, науковиця УГІ ДСНС та НАН, одним із головних проявів регіональної зміни клімату на тлі глобального потепління є істотне підвищення температури повітря, зміна термічного режиму та структури опадів, а також збільшення кількості природних метеорологічних явищ і екстремальних погодних умов (Балабук В.О., 2013), що у свою чергу призводить до зростання кількості та інтенсивності посух й може спричинити розширення зони ризикованого землеробства та пустелізацію південних регіонів України (Прокопенко К.О., 2024). Не є кращим й стан водних ресурсів, який в Україні має один із найнижчих показників в контексті забезпеченості власними водними ресурсами серед європейських країн — лише близько 1 тис. м³ місцевого стоку на душу населення, водночас забезпеченість місцевими водними ресурсами значно відрізняється між регіонами України — від 0,14 км³/рік у Херсонській області до 7,92 км³/рік у Закарпатській області (Рис.1).

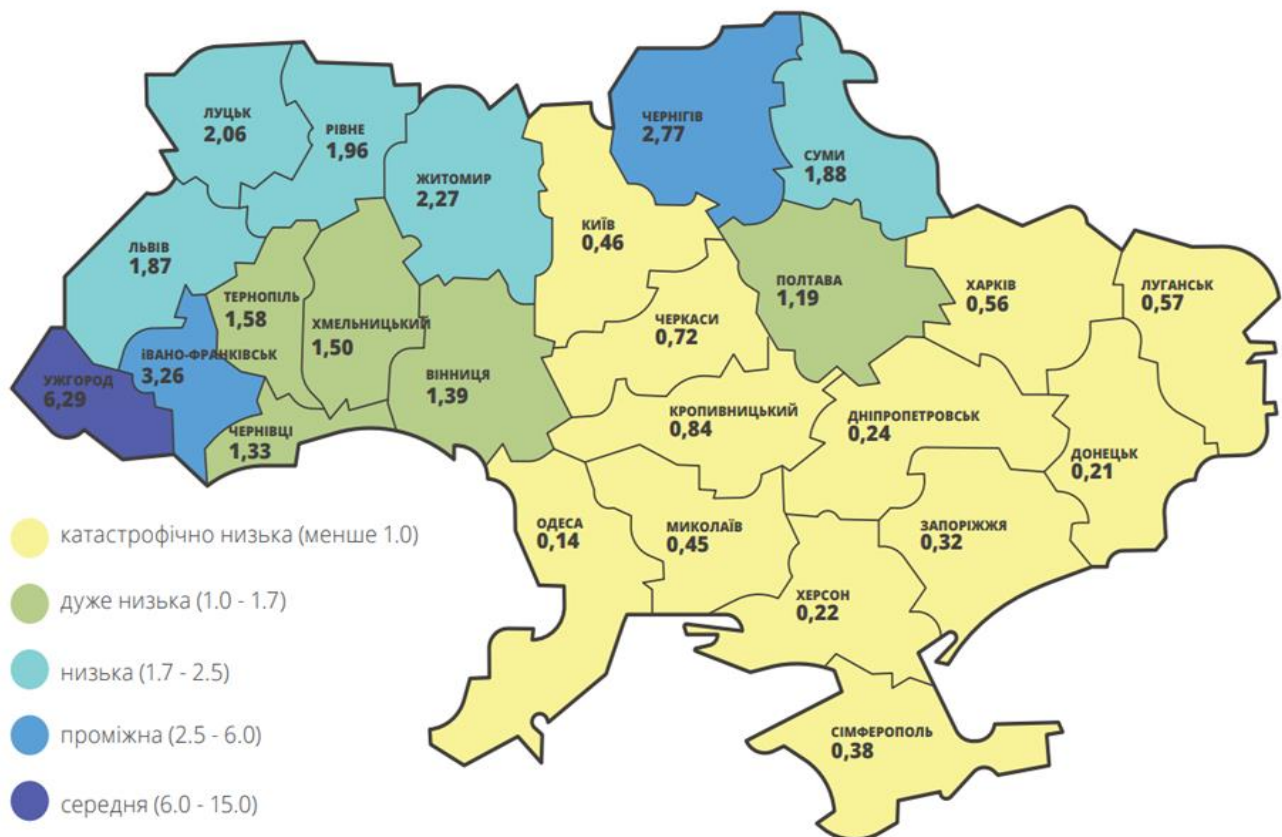


Рис. 1. Забезпеченість регіонів України місцевими водними ресурсами, тис. м³/рік на одну людину (Ромащенко та ін., 2020)

Міжнародні заходи та правове регулювання щодо адаптації до змін клімату

1. Міжнародна та регіональна практика та тренди

Необхідність адаптації до змін клімату та зменшення антропогенного впливу на довкілля вимагає консолідованих зусиль світової спільноти, зокрема шляхом ухвалення міжнародних договорів, які визначають основні проблеми, їхні наслідки, шляхи вирішення та рекомендації для країн-учасниць. Серед важливих угод, можемо виокремити наступні:

-*Рамкова конвенція ООН про зміну клімату (1992)*, мета – стабілізувати проблему викидів парникових газів в атмосферу та підтримувати їх на такому рівні, який би запобігав небезпечному антропогенному впливу людини на кліматичну систему Землі (United Nations Climate Change, 2024);

-*Киотський протокол (1997)* (встановлення зобов'язання для розвинених країн щодо скорочення таких викидів щонайменше на 5% упродовж п'ятирічного періоду) та *Паризька угода (2015)* (регламентація заходів щодо скорочення викидів вуглекислого газу, починаючи з 2020 року) (United Nations Climate Change, 2021);

-*Стратегії Європейського Союзу*, зокрема: Стратегія Європейського Союзу з адаптації до зміни клімату (European Union, 2013); Стратегія адаптації для європейських міст (Climate-ADAPT, 2013); Стратегія сталого розвитку хімічної промисловості (Ресурсно-аналітичний центр «Суспільство і довкілля», 2020); Стратегії ЄС з біорізноманіття до 2030 р (European Parliament, 2020).

-*Резолюція щодо участі ЄС у захисті та відновленні світових лісів (2020)*, мета - заклик переглянути національні політики щодо захисту європейських лісів та посилити боротьбу з вирубкою лісів у світі, та інші.

Також варто звернути увагу на профільні конференції, наприклад — щорічну Конференцію ООН зі зміни клімату задля встановлення чітких правових зобов'язань для розвинених країн щодо скорочення викидів парникових газів за Киотським протоколом (UN Climate Change Conference Baku, 2024).

29-та конференція (COP29) відбулася з 11 по 22 листопада у Баку, Азербайджан (UN COP29, 2024). Головною метою заходу було впровадження подальших заходів для сповільнення глобального потепління, з акцентом на інвестиції у дії щодо адаптації до зміни клімату.

Її ключовими досягненнями стали домовленості про (Chandrasekhar A. et al., 2024):

Потроєння кліматичного фінансування: угода збільшити фінансування кліматичних заходів для країн, що розвиваються, зі 100 до 300 мільярдів доларів щорічно до 2035 року в рамках Нової колективної кількісної мети (NCQG);

Мобілізація додаткових коштів: залучення 1,3 трильйона доларів США щорічно до 2035 року для забезпечення сталої фінансової підтримки для пом'якшення наслідків зміни клімату та адаптації до них; заохочення глобальних фінансових інституцій та приватних інвесторів масштабувати фінансування кліматичних ініціатив та підтримувати інвестиції у «зелені» технології (UN Climate Change Conference Baku, Aliyev I., 2024), обговорення перспективи пропозиції щодо змішаного фінансування, що поєднує державні та приватні інвестиції для збільшення фінансування кліматичних ініціатив, а також схеми обміну боргу на природоохоронні проєкти (debt-for-nature swaps), які дозволяють країнам перенаправляти виплати за боргами на екологічні та кліматичні проєкти (Townsend R., 2021);

Механізми вуглецевого ринку: уможливлення двосторонню торгівлю вуглецем (стаття 6.2) і глобальний механізм кредитування (стаття 6.4);

Дорожня карта адаптації: підвищення глобальної кліматичної стійкості шляхом сприяння адаптивним заходам, узгодженим зі статтею 7 Паризької угоди, з акцентом на вразливих регіонах і секторах;

Програма підтримки національних планів адаптації (NAPs): технічна та фінансова допомога найменш розвиненим країнам (НРК) для середньо- та довгострокових стратегій адаптації до зміни клімату;

Розширена програма прозорості (ETF): зобов'язання прозорого звітування про обсяги викиду парникових газів з подальшим пом'якшенням наслідків і впровадженням заходів з адаптації; дворічні звіти про прозорість (BTRs) та глобальна платформа прозорості клімату для впорядкування та підтримки своєчасного подання BTRs, посилюючи зобов'язання щодо прозорості (PMF IAS, 2024);

План Баку з роботи та продовження мандату Фасилітативної робочої групи в рамках Платформи місцевих громад і корінних народів (LCIPP): інтеграція традиційних знань і різноманітних цінностей у кліматичну політику;

Продовження Лімської програми роботи з гендерних питань ще на 10 років, сприяючи гендерній рівності та забезпечуючи інтеграцію гендерних перспектив у кліматичні дії (UNFCCC. Secretariat, 2015) (Рис. 2).

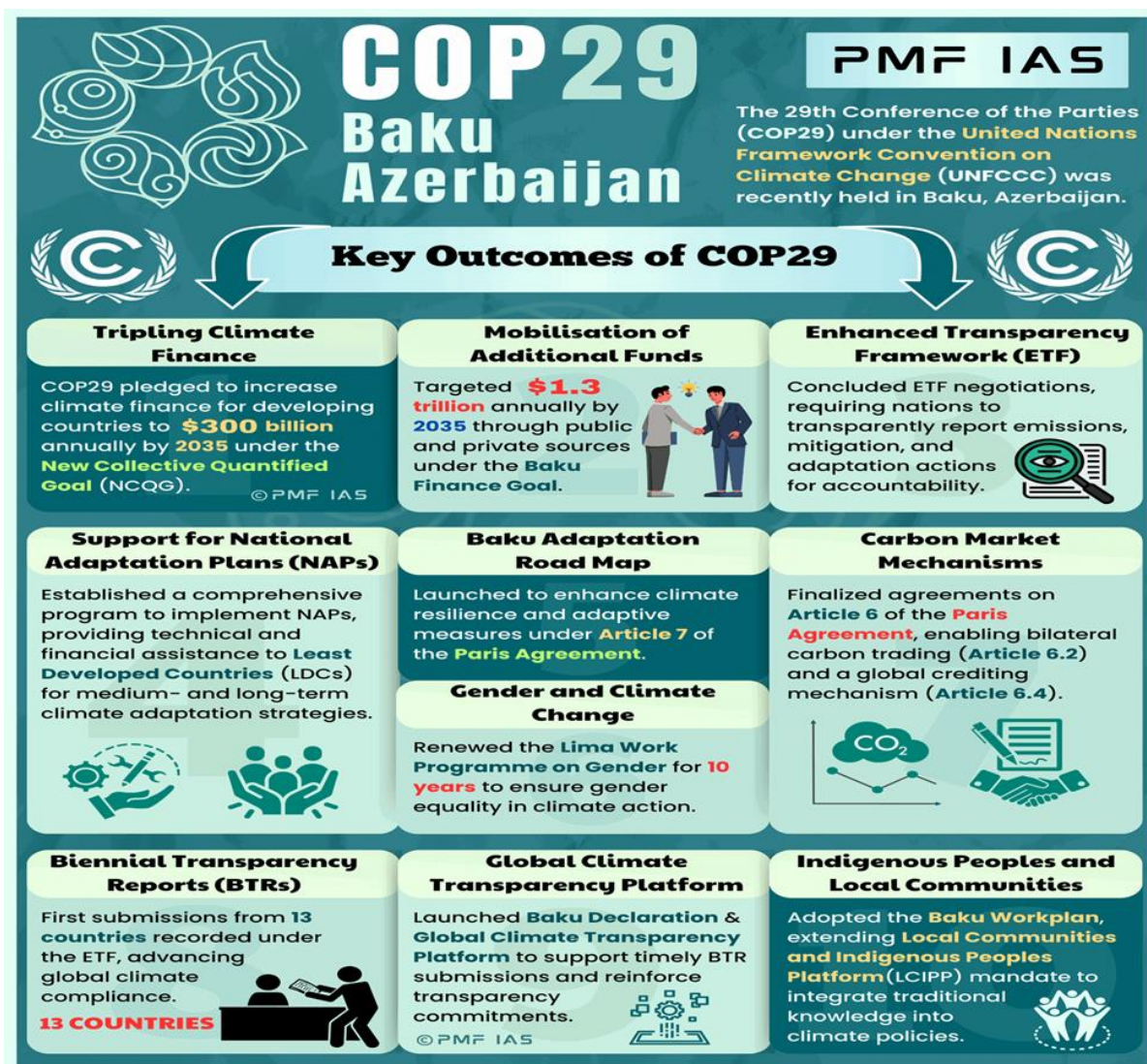


Рис. 2. Ключові результати COP29 (pmfias., 2024).

2. Національне законодавство та регіональні ініціативи у сфері адаптації до зміни клімату

Для найефективнішого виконання положень міжнародних рамкових угод надзвичайно важливо прийняти національне профільне законодавство, яке дозволило б реалізовувати положення ратифікованих договорів, що, відповідно до статті 9 Конституції України, є частиною нашого національного законодавства (Конституція України, 1996).

На нашу думку, для реальної адаптації до змін клімату на всій території держави необхідний комплексний стратегічний документ, який містив би:

- 1) опис проблем, що призвели до його прийняття;
- 2) перелік нормативно-правових актів, що діють у відповідній сфері;
- 3) аналіз поточного стану справ, тенденцій та обґрунтування необхідності вирішення виявлених проблем;
- 4) стратегічні цілі та завдання, спрямовані на досягнення поставлених цілей, етапи їх реалізації, очікувані результати;
- 5) порядок моніторингу та оцінки результатів;
- 6) забезпечення впровадження Стратегії та звітність.

20 жовтня 2021 року Кабінет Міністрів України затвердив постановою Стратегію екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року (далі — Стратегія) та операційний план заходів з реалізації у 2025-2027 роках Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року (Розпорядження Кабінету Міністрів України, 2021).

Ключові проблеми у сфері охорони навколишнього середовища та природних ресурсів, що негативно впливають на здоров'я населення та стійкість екосистем, включають:

- 1) забруднення навколишнього середовища викидами в атмосферу та скидами у водні об'єкти з боку промислових підприємств;
- 2) нераціональне використання основних природних ресурсів та їх виснаження;

3) недостатнє впровадження ефективної системи державного контролю у сфері охорони навколишнього середовища;

4) посилення глобальних змін клімату та їх негативні наслідки для ряду секторів економіки та сфер людської діяльності;

5) недостатнє освітнє та науково-технічне забезпечення вирішення проблем у сфері охорони довкілля щодо зменшення впливу, пом'якшення наслідків та адаптації до змін клімату (Розпорядження Кабінету Міністрів України, 2021).

Документ також містить перелік нормативно-правових актів, як законодавчих, так і підзаконних, для забезпечення яких він був прийнятий, серед яких є Закон України «Про національну безпеку України», адже відповідно до частини 4 статті 3 державна політика у сферах національної безпеки та оборони спрямована на забезпечення, серед іншого, екологічної безпеки (Розпорядження Кабінету Міністрів України, 2021).

На нашу думку, документ написаний грамотно і містить дуже важливі положення в рамках національної політики у сфері адаптації до зміни клімату, адже ці загрози є також прямими загрозами національній безпеці, зокрема, недостатня увага до викликів, спричинених наслідками зміни клімату, сприятиме соціальній нерівності, підрве демократію, призведе до дезорганізації та нестабільності, що в кінцевому підсумку загрожує перспективам досягнення цілей сталого розвитку (Закон України, 2018).

Досягнення цілей, викладених у Стратегії, є необхідним кроком на шляху до побудови стабільної та ефективної зеленої економіки в Україні. Державна політика розвитку «зеленої» економіки є невід'ємною частиною стратегії сталого розвитку України (Круглов В., 2023). В цьому аспекті важливим документом, присвяченим впровадженню міжнародних стандартів та зобов'язань України у сфері охорони довкілля, є «Стратегія формування та реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2035 року» (Розпорядження Кабінету Міністрів України, 2024), метою якої є створення організаційних та правових засад для реалізації державної політики у сфері

зміни клімату з метою досягнення сталого розвитку та забезпечення ефективного переходу держави до низьковуглецевого розвитку за умов економічної, енергетичної, продовольчої та екологічної безпеки, підвищення рівня добробуту громадян, зменшення наслідків зміни клімату та врахування цілей державної кліматичної політики під час післявоєнного відновлення України.

На рівні міжнародних тенденцій, не менш значущими є й регіональні ініціативи, наприклад пілотний проєкт APENA 3 «Адаптація до змін клімату в Україні». 18 вересня 2024 року проєкт було представлено за участю представників: Генерального директорату з питань клімату Європейської Комісії, IPCC, органів місцевого самоврядування та об'єднань територіальних громад; Covenant of Mayors — East був представлений національним експертом проєкту Оксаною Кисіль (Департамент енергетики, енергозбереження та запровадження інноваційних технологій Миколаївської міської ради, 2024).

У рамках стратегічного аналізу стратегій дослідники вивчали поточні кліматичні умови в кожному регіоні, що дозволило:

- 1) отримати кліматичні прогнози до кінця століття;
- 2) визначити вразливі місця та оцінити ризики у різних економічних секторах;
- 3) сформулювати перелік рекомендацій щодо необхідних адаптаційних заходів, спеціально адаптованих під конкретні галузі (Press and information team of the Delegation to Ukraine, 2024) (Рис. 3).

Крім того, науковці розраховували необхідні адаптаційні заходи та фінансування для трьох пілотних регіонів, серед яких: системи раннього попередження, захисні інженерні споруди, зрошувальні та дренажні системи, інформаційні та освітні кампанії, «розумні» енергетичні мережі та багато інших (Press and information team of the Delegation to Ukraine, 2024).

Також, міжнародний проєкт технічної допомоги «Посилення спроможності регіональних та місцевих органів влади щодо впровадження та забезпечення дотримання законодавства ЄС у сферах охорони довкілля,

пом'якшення наслідків зміни клімату та розвитку інфраструктурних проєктів» (APENA 3 Project), який реалізується Делегацією Європейського Союзу в Україні та виконується консорціумом компаній «ENVIROPLAN S.A.», «Egis International», «Egis Structures and Environment» та «Centre for Renewable Energy Sources & Saving» (CRES) спільно з Департаментом екології та природних ресурсів обласної державної адміністрації, розробив «Стратегію адаптації до зміни клімату для Львівської області» для успішної реалізації цілей та завдань проєкту APENA 3 (Краковська С. та ін., нетехнічний підсумок, 2024).



Рис. 3. Результати роботи проєкту APENA 3
у сфері адаптації до зміни клімату (APENA 3, 2025)

Метою стратегії є визначення та пріоритезація необхідних заходів та дій для підтримки адаптації економічних секторів та окремих територій Львівської області до зміни клімату. Стратегія визначає першочергові пріоритети адаптації до зміни клімату на регіональному та районному рівнях, враховуючи, що

інтенсивність зміни клімату та відповідні наслідки не будуть однаковими у всіх географічних регіонах України (Краковська С. та ін., нетехнічний підсумок, 2024).

На основі даних стратегії та стандартів, виділених у висновках Кліматичного саміту в Баку, можна виділити наступні найважливіші принципи адаптації до зміни клімату та інтерполювати їх для прикладу на Львівську область, зокрема:

- робота на найвищому рівні над дорожньою картою гармонізації національного законодавства з міжнародними нормами та посилення моніторингу впровадження міжнародних стандартів у сфері адаптації до зміни клімату;

- прозора звітність та створення спеціального уповноваженого органу для постійного моніторингу виконання державної політики у сфері екології та клімату (Департамент екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації);

- участь громадянського суспільства, дітей та молоді, підвищення обізнаності державних службовців та громадськості, комунікаційні та освітні заходи для інформування та підвищення обізнаності серед населення (Краковська С. та ін., заходи стійкості та витрати на адаптацію, 2024).

Ефективне фінансування, моніторинг за використанням проектних коштів, фіксація впроваджених заходів та результатів роботи.

Також робота «Вплив рельєфу, кліматичних умов та факторів на системи моніторингу атмосферного повітря на основі впровадження законодавства ЄС на прикладі Львівської області», авторством Кравця І., Мальованого М., Тимчука І. та Шквірко О., присвячена проблемам зміни клімату у Львівській області та важливості впровадження міжнародних стандартів і принципів у сфері ефективної адаптації до зміни клімату.

Отримані в результаті дослідження дані є першим етапом розробки інформаційно-технічних методів для встановлення контрольних точок якості атмосферного повітря, спричиненої хімічним забрудненням атмосферного

повітря від джерел забруднення, і будуть використані в подальшому для реалізації другого етапу — розробки математичних моделей розповсюдження забруднювачів в атмосфері від викидів підприємств — найбільших забруднювачів, забруднення вздовж автошляхів та доріг (Кравець та ін., 2023).

Також хочемо ще раз нагадати, що одним зі складових компонентів системи саме екологічної та соціально-економічної безпеки держави, як підтипів національної, є система моніторингу, обліку та контролю даних про стан навколишнього природного середовища та природно-ресурсного потенціалу, адже питання прийняття оптимальних та оперативних рішень у сфері охорони навколишнього природного середовища набувають значної ваги (Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, 2023). Департаментом екології та природних ресурсів Львівської області проводиться системний аналіз стану екології, зокрема завдяки референтним та французьким індикативним датчикам, що встановлені на території області. Більшість показників є у відкритому публічному доступі, наприклад, індекс якості повітря моніториться та оновлюється фактично у прямому ефірі та є доступним для публічного огляду (Управління екології та природних ресурсів Львівської області, 2025). Усі дані збираються, обробляються спеціалістами та зводяться у щорічну доповідь в рамках регіонального екологічного моніторингу (Департамент екології та природних ресурсів Львівської ОВА, 2025). Наприклад, основними напрямками спостережень за даними доповіді за 2024 рік були:

- 1) моніторинг атмосферного повітря;
- 2) моніторинг вод;
- 3) моніторинг земель і ґрунтів;
- 4) моніторинг лісів;
- 5) моніторинг біологічного та ландшафтного різноманіття;
- 6) моніторинг у сфері управління відходами;
- 7) моніторинг геологічного середовища;

8) моніторинг впливу фізичних факторів (температура, шум, вібрація, іонізуюче та неіонізуюче випромінювання) (Корда В.В. та ін., 2024).

Висновки

Сталий клімат є фундаментальною гарантією сталого розвитку людства нарівні з ефективним використанням ресурсів, захистом біорізноманіття планети та консолідацією зусиль для адаптації до регульованих і нерегульованих змін клімату.

На нашу думку, однією з головних проблем на сьогодні, яка перешкоджає людству повністю вирішити проблему глобальної зміни клімату, є егоїстично-практичне розуміння використання всіх можливих ресурсів планети з мінімальними витратами для її збереження. Сучасні виклики, пов'язані зі зміною клімату, потребують системного підходу до їх вирішення через належне прогнозування погодних параметрів та глибоке розуміння механізмів адаптації суспільства. Лише завдяки комплексній взаємодії органів влади та громадськості можливо забезпечити сталу перспективу для нашої планети в умовах швидких змін довкілля.

Показники спостережень за динамікою змін у довкіллі вказують не тільки на серйозність проблеми антропогенного впливу на зміни клімату, а й на важливість застосування найсучасніших технологій у сфері екологічного моніторингу та можливості ефективного збору даних, їхньої оцінки та подальшого прогнозування експертами наслідків, а також формування відповідних контр-заходів, які повинні бути реалізовані шляхом провадження ефективної державної політики.

Пропонуємо виділити наступні загальні шляхи вирішення проблеми прогнозування кліматичних параметрів у світлі глобальної зміни клімату:

- а) раціоналізація управління ресурсами та впровадження регіональних адаптивних стратегій скорочення рівня забруднення біосфери;
- б) збереження та відновлення найбільш вразливих регіонів біосфери (лісовідновлення; біорізноманіття; гідро-/кріосфери);

с) розвиток технологій еко-моніторингу довкілля та прогнозування зміни клімату (підвищення точності прогнозів, покращення моделювання кліматичних процесів, моніторинг антропогенного впливу);

д) міжнародна співпраця у сфері транскордонного управління ресурсами та розробка нормативних ініціатив на міжнародному рівні (а також на регіональному та місцевому рівнях) з обов'язковим встановленням відповідальності за їх порушення;

е) впровадження «зеленої політики» та налаштування системи фінансування на рівні державних та приватних ініціатив;

ф) інформування громадськості, збільшення популярності теми кліматичних змін та привертання уваги до критичності проблем довкілля через організацію конференцій, покращенню роботи у сфері open source публікування, створення грантових програм.

Список літератури

- APENA 3 (2025). Взято з [https://www.facebook.com / APENA3Ukraine /](https://www.facebook.com/APENA3Ukraine/)
Chandrasekhar A., Dunne D., Dwyer O., Evans S., Gabbatiss J., Lempriere M., Song W., Tandon A., Viglione G. (2024). *COP29: Key outcomes agreed at the UN climate talks in Baku*. Взято з <https://www.carbonbrief.org/cop29-key-outcomes-agreed-at-the-un-climate-talks-in-baku/>
- Climate adapt (2013). *EU cities adapt - Adaptation Strategies for European Cities: Final Report*. Взято з <https://surl.lu/dbezgi>
- Climate Change Synthesis Report Fifth Assessment Report (2014). Взято з https://ar5-syr.ipcc.ch/topic_summary.php
- European Commission (11.12.2019). *The European Green Deal*. Взято з <https://surl.li/knykdg>
- European commission (2020). *Chemicals Strategy for Sustainability Towards a Toxic-Free Environment*. Взято з <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2020:667:FIN>

- European commission (2021). *Zero Pollution Action Plan*. Взято з https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en
- European commission (2024). *Chemicals Strategy*. Взято з https://environment.ec.europa.eu/strategy/chemicals-strategy_en
- European environment agency (19.10.2020). *State of nature in the EU: Results from reporting under the nature directives 2013-2018*. Взято з <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>
- European Parliament resolution (16.09.2020). *The EU's role in protecting and restoring the world's forests*. Взято з https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0212_EN.pdf
- European Union (2009). *White paper - Adapting to climate change : towards a European framework for action*. Взято з <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A52009DC0147>
- European Union (2013). *Communication from the commission to the European parliament, the Council, the European economic and social committee and the Committee of the regions an EU strategy on adaptation to climate change*. Взято з <https://surl.li/vbufsf>
- International Climate Network (2013). *Scientists from over 195 countries will review a comprehensive report on the state of global climate change*. Взято з <https://ucn.org.ua/?p=2198>
- Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.) (2021). *IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Взято з <https://surl.li/wzbyly>
- Mirza Z. (2024). *COP29: What the conference offered climate activists, developing nations this year*. Взято з <https://www.esgdive.com/news/cop29-what-the-conference-offered-climate-activists-developing-nations/734852/>

- Mulhern O. (2020). *The Statistics of Biodiversity Loss [2020 WWF report]*. Взято з https://earth.org/data_visualization/biodiversity-loss-in-numbers-the-2020-wwf-report/
- Munich Security Conference (2020). *Munich Security Report 2020*. Взято з https://securityconference.org/assets/user_upload/MunichSecurityReport2020.pdf
- PMF IAS: COP29 Climate Summit (2024). *UNFCCC COP29: Key Outcomes, Shortcomings & India's Role*. Взято з <https://www.pmfias.com/unfccc-cop29/>
- Press and information team of the Delegation to UKRAINE (19.09.2024). *With the support of the EU, the first climate change adaptation strategies in Ukraine were presented*. Взято з <https://surl.lu/hszate>
- Towned R. (2021). *What is COP29 and why is it important?* Взято з <https://www.chathamhouse.org/2024/10/what-cop29-and-why-it-important>
- UN Climate Change Conference Baku - COP29 (2024). Взято з <https://unfccc.int/>
- UN Climate Change Conference Baku, Aliyev I. (2024). *COP29 Presidency Action Agenda Letter*. Взято з <https://cop29.az/en/pages/cop29-presidency-action-agenda-letter>
- UN COP29 (2024). *COP29 Updates*. Взято з <https://unfccc.int/cop29/updates-archive>
- UN Environment Programme (2019). *Emissions Gap Report*. Взято з <https://www.unep.org/resources/emissions-gap-report-2019>
- UNFCCC. Secretariat (02.02.2015). *Report of the Conference of the Parties on its twentieth session, held in Lima from 1 to 14 December 2014. Addendum. Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twentieth session* Взято з <https://unfccc.int/documents/8613>
- United Nations Climate Change (2021). *The Paris Agreement*. Взято з <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement>
- United Nations Climate Change (2024). *What is the United Nations Framework Convention on Climate Change?* Взято з <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement>

meetings/what-is-the-united-nations-framework-convention-on-climate-change

United Nations Climate Change Conference Baku (2024). *COP29 UN Climate Conference Agrees to Triple Finance to Developing Countries, Protecting Lives and Livelihoods*. Взято з <https://surl.li/czfgae>

World Health Organization (2013). *Climate change and health*. Взято з <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/climate-change-and-health>

WWF. 2016. *Living Planet Report (2016). Risk and resilience in a new era*. Взято з https://c402277.ssl.cf1.rackcdn.com/publications/964/files/original/lpr_living_planet_report_2016.pdf?1477582118&_ga=1.148678772.2122160181.1464121326

Агенство сприяння сталому розвитку Карпатського регіону «Форза». Карпатський інститут Розвитку. *Адаптації до зміни клімату* (2015). Взято з <https://surl.lt/gmwrba>

Балабук В. О. (2013). *Регіональні прояви глобальної зміни клімату в Закарпатській області, Український гідрометеорологічний журнал, №13, 55-62*. Взято з <https://surl.lu/mayhzd>

Верховна Рада України: Комітет з питань інтеграції України до Європейського Союзу (2021). *Безпрецедентні і незворотні зміни: Міжурядова група експертів зі зміни клімату оприлюднила доповідь щодо клімату на планеті*. Взято з <https://comeuroint.rada.gov.ua/print/73474.html>

Департамент екології та природних ресурсів Львівської ОВА (2025). *Моніторинг довкілля*. Взято з <https://loda.gov.ua/useful-info/51653?authorId=17111>

Департамент енергетики, енергозбереження та запровадження інноваційних технологій Миколаївської міської ради (18.09.2024). *Пілотний проєкт APENA 3 «Адаптація до зміни клімату в Україні»*. Взято з <https://surl.lu/bdvuyj>

Закон від 21 червня 2018 року «Про Національну безпеку України», № 2469-VIII. Взято з <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2469-19#Text>

- Іванюта С.П., Коломієць О. О., Малиновська О. А., Якушенко Л. М. (2020). *Зміна клімату: наслідки та заходи адаптації*, 110. Retrieved from https://niss.gov.ua/sites/default/files/2020-10/dop-climate-final-5_sait.pdf
- Інформаційно-аналітична довідка про стан водних ресурсів держави та особливості сільськогосподарського виробництва в умовах змін клімату (2020). Взято з <https://surl.li/vgpkvx>
- Конституція України від 28.06.1996, No254к/96-VR. Взято з <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/254к/96-вр#Text>
- Корда В.В., Башта Г.В., Сенюк А.І., Кравець І.М., Діак В.І., Ковтуненко Н.Р., Свищ О.В., Сорока Н.Л., Шемелинець І.Л. (2024). *Щорічна доповідь про стан навколишнього середовища у Львівській області в 2024 році*. Львів. Взято з <https://surl.li/apphgv>
- Кравець І., Мальований М, Тимчук І., Шквірко О. (2023). *Вплив рельєфу, кліматичних умов та факторів на систему моніторингу атмосферного повітря, на основі впливу впровадження законодавства ЄС на прикладі львівської області. Journal Environmental Problems*, 8(2), 94–100. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2023.02.094>
- Краковська С., Ієреміаді Е., Сакаліс А., Балабух В., Писаренко Л., Красножон А., Криштоп Л., Феєр А. за підтримки та фінансування ЄС (2024). *Стратегія адаптації до зміни клімату для Львівської області: нетехнічний підсумок*. Взято з https://drive.google.com/file/d/1iLn8gNG_9W7FiTH-zu0aeD-DZJrvRAHL/view
- Краковська С., Ієреміаді Е., Сакаліс А., Балабух В., Писаренко Л., Красножон А., Криштоп Л., Феєр А. за підтримки та фінансування ЄС (2024). *Стратегія адаптації до зміни клімату для Львівської області: заходи стійкості та витрати на адаптацію*. Взято з <https://drive.google.com/file/d/1TyB3LL7E62RoAwNyNuP3R3pJ6-js7Y6b/view>

- Круглов В. (2023). *Державна політика розвитку «зеленої» економіки в Україні: тенденції та проблеми. Державне управління. № 2(14). Взято з <https://surl.li/rsmwnh>*
- Львівська ОВА (2024). *Кліматична політика. Взято з <https://loda.gov.ua/useful-info/118019?authorId=17111>*
- Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Аналітична записка щодо стану та перспектив розвитку державної системи моніторингу довкілля (2023). *Моніторинг довкілля. Взято з https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/02/Monitoring-Green-Paper_15_02_2022.pdf*
- Прокопенко К. О. (2024). *Ефективність вирощування зернових культур в умовах зміни клімату. С. 499-509. Взято з <https://ekmair.ukma.edu.ua/server/api/core/bitstreams/190d2ceb-c302-4b7a-aa99-c3d8860c2fdf/content>*
- Ресурсно-аналітичний центр «Суспільство і довкілля» (2020). *Довкілля і клімат: інформаційно-аналітичний огляд екологічної та кліматичної політики та права ЄС.*
- Розпорядження Кабінету Міністрів України від 20 жовтня 2021 р «Стратегія екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року», № 1363-р. Взято з <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-%D1%80#Text>
- Розпорядження Кабінету Міністрів України від 30 травня 2024 р «Стратегія формування та реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2035 року», No. 483-г. Взято з <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/483-2024-%D1%80#Text>
- Романченко М.І., Гусєв Ю.В., Шатковський А.П., Сайдак Р.В., Яцюк М.В., Шевченко А.М., Матяш Т.В. (2020). *Вплив сучасних кліматичних змін на водні ресурси та сільськогосподарське виробництво. Меліорація і водне господарство. (1). 5–22. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202001-235>*

Угода про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони від 21.03.2014 р. Взято з https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_011#Text

Управління екології та природних ресурсів Львівської області (2025). *Дані по Індексу якості повітря у Львові та Львівській МТГ*. Взято з <https://city-adm.lviv.ua/portal/public-information/offices/upravlinnia-ekolohii-ta-pryrodnykh-resursiv/33828/>

ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ГІДРОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ ЯВОРІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Мокрий В.І., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
професор кафедри ЕБПД, Україна, Львів

Казимира І.Я., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
доцент кафедри АСУ, Україна, Львів

Пастернак О.М., Маріупольський державний університет, к.х.н., доцент
кафедри РПОНС, Україна, Київ

Паньковська Г.П., Національний природний парк «Північне Поділля», к.с.-
г.н., начальник науково-дослідного відділу, Україна, Львівська
область, Підгірці

Лисик П.М., Національний університет «Львівська політехніка», аспірант
кафедри ЕБПД, Україна, Львів

Abstract

The article considers the use of modern information technologies for the preservation and monitoring of the hydrological network of the Yavoriv National Nature Park. The important role of the park's water bodies in maintaining the hydrological regime, biodiversity and ecosystem balance within the watershed of the Baltic and Black Sea basins is noted. An analysis of geospatial systems for collecting, processing and visualizing data on the state of water bodies is carried out. A structural and logical scheme for information support for water resources management is developed. An algorithm for using geospatial technologies for comprehensive monitoring of small rivers, ponds and marshes is proposed. A model for applying geospatial technologies for hydrological network management is created, combining a database, spatial analytics, monitoring and forecasting. Recommendations are developed for optimizing management decisions in the field of water resources protection of the park. The proposed geospatial technologies allow integrating data from various sources, which contributes to the sustainable

development of the territory, optimization of the hydrological regime and prevention of degradation of aquatic ecosystems of the transboundary territories of Roztochchya.

Вступ

Актуальність збереження гідрологічних об'єктів набуває особливого значення в умовах глобальних кліматичних змін і зростаючого антропогенного навантаження. Водні екосистеми є регуляторами гідрологічного балансу, акумуляторами біорізноманіття та природними фільтрами води. Гідрологічна мережа Яворівського національного природного парку (НПП) є унікальним природним комплексом, що забезпечує підтримку біорізноманіття та екологічну рівновагу регіону. Вона включає річки басейнів Балтійського та Чорноморського морів, систему ставів, боліт і меліоративних каналів.

Яворівський НПП створений у 1998 р., в центральній частині Українського Розточчя для збереження, відтворення та раціонального використання типових та унікальних лісостепових ландшафтів та інших природних комплексів Головного Європейського вододілу, які мають важливе природоохоронне, наукове, естетичне, освітнє, рекреаційне та оздоровче значення. Яворівський НПП входить до складу Міжнародного біосферного резервату «Розточчя», що функціонує під егідою ЮНЕСКО та охоплює території України та Польщі. Це єдиний міжнародний біосферний резерват, розташований у межах Розточчя, тому має унікальне значення для збереження природи (Яворівський НПП, 2025).

Збереження гідрологічної мережі Розточчя потребує ефективних засобів контролю стану водних об'єктів, прогнозування змін і прийняття своєчасних управлінських рішень. Використання геоінформаційних систем (ГІС), дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та автоматизованих систем збору даних дозволяє підвищити ефективність моніторингу та забезпечити науково обґрунтоване управління водними ресурсами Яворівського НПП.

Метою роботи є розроблення моделі інформаційного забезпечення управління гідрологічною мережею Яворівського НПП, на основі

геоінформаційних технологій. Такий підхід поєднує базу даних, просторову аналітику, моніторинг і прогнозування, дозволяє інтегрувати дані з різних джерел, що сприяє сталому розвитку території, оптимізації гідрологічного режиму та запобіганню деградації водних екосистем парку.

Основні науково-дослідницькі завдання роботи:

- проаналізувати структуру гідрологічної мережі Яворівського НПП;
- дослідити можливості використання геоінформаційних технологій та публічних баз даних гідрологічної інформації з елементами просторової візуалізації;
- розробити алгоритм інформаційного забезпечення управління водними ресурсами;
- запропонувати рекомендації щодо оптимізації використання водних ресурсів парку.

Методи дослідження ґрунтуються на геоінформаційних технологіях, програмних комплексах та інструментарії аналізу близькості геопросторових об'єктів. Доступ до публічних баз даних гідрологічної інформації, а також виділення особливостей використання збережених даних, включаючи їх тип та формат, здійснюється за допомогою відповідного веб-інтерфейсу. Веб-застосунок дозволяє обрати об'єкт на інтерактивній мапі, з подальшим вибором гідрологічних параметрів та їх екологічною оцінкою.

Об'єктом дослідження є гідрологічна мережа Яворівського НПП, що охоплює річки, ставки, болота та гідромеліоративні системи.

Предметом досліджень є інформаційні технології, методи та інструменти, які застосовуються для моніторингу, управління та збереження гідрологічних ресурсів на території парку.

Яворівський НПП у біосферному резерваті «Розточчя»

Транскордонний біосферний резерват (ТБР) «Розточчя» розташований у регіоні Розточчя в Польщі та Україні (Біосферні резервати..., 2025). Цей регіон є природним і культурним прикордонним районом, перебуває в безпосередній

близькості до Львова (Україна) та Замостя (Польща), міст, які внесені до Списку всесвітньої спадщини ЮНЕСКО. Українська частина резервату включає частини двох прикордонних районів області – Яворівського і Жовківського. Також варто зазначити, що ТБР «Розточчя» виступає каталізатором для розширення торговельно-економічних та культурних стосунків з прикордонними регіонами Республіки Польща.

Для збереження біологічного та ландшафтного різноманіття, природної, культурно-історичної спадщини, забезпечення сталого розвитку регіону, створено (2019 р.) українсько-польський ТБР «Розточчя». Він сформований на базі вже існуючих природоохоронних територій України та Польщі. Загальна площа ТБР «Розточчя» становить 371902 га. З польської сторони резерват займає площу 297015 га, з української – 74887 га. Площа природних ядер – 3325 га, буферної зони – 11800 га, транзитної зони – 59762 га.

Горбисте пасмо Розточчя є частиною європейського вододілу між Балтійським і Чорноморським басейнами, контактною зоною Східно-Європейської платформенної і Карпатської геосинклінальної тектонічних структур, межею Середньоевропейської і Північноєвропейської флористичних провінцій, екологічним коридором, що з'єднує Польське нагір'я з Поділлям, історичним перехрестям слов'янських етносів, давніх і сучасних торгових шляхів. Тому регіон Розточчя становить інтерес не лише для України і Польщі, але й для всієї Центрально-Східної Європи.

Розточчя – це унікальний географічний та природний регіон Європи, що містить понад 400 цінних природних об'єктів по обидва боки польсько-українського кордону. На території польського Розточчя функціонують один національний парк (8481,76 га) та чотири ландшафтні парки загальною площею 100594 га. В межах української частини ТБР «Розточчя» функціонують п'ять об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ): Природний заповідник (ПЗ) «Розточчя» (2084.5 га), Яворівський НПП (7078.6 га), Регіональний ландшафтний парк (РЛП) «Равське Розточчя» (19103 га), орнітологічний заказник «Янівські чаплі» (16 га), заповідне урочище «Немирів» (276 га). ТБР

«Розточчя» є природним ядром національної екомережі в межах Галицько-Слободжанського (лісостепового) і Дністровського екокоридорів.

Яворівський НПП відіграє ключову роль у збереженні біорізноманіття та ландшафтів Розточчя, виконуючи функції охорони природи, розвитку екологічного туризму та еколого-освітньої роботи. Парк зберігає унікальні ландшафти та екосистеми, включаючи пагорби Головного європейського вододілу та старовікові буково-соснові ліси, а також розвиває рекреаційну діяльність, підтримує народні промисли й культурну спадщину регіону.

Площа Яворівського НПП складає 7108 га, у тому числі 2915 га надані у постійне користування та 4193 га включені до його складу без вилучення у землекористувачів. Територія парку передана у постійне користування, поділена на два природоохоронні, науково-дослідні відділення: Янівське (1436 га) і Млинківське (1479 га). Без вилучення у користувачів до складу парку включені Майданське лісництво Старичівського військового лісгоспу (3276 га) та Магерівське лісництво Магерівського військового лісгоспу (917 га).

Основна частина парку знаходиться в межах Янівського типу ландшафтів – одного з п'яти ландшафтних підтипів, що формують геоструктуру українського Розточчя. Цей тип рельєфу має своєрідну будову, що зумовлена складною історією зледеніння, вивітрювання та тектонічної активності. Розташування Яворівського НПП забезпечує: контакт рівнинної Наддністрянщини з пагористим Розточчям; природний бар'єр між басейнами Балтійського та Чорного морів; сприятливий кліматичний режим завдяки змішаному впливу лісової зони та континентального повітря.

Через південно-східне Розточчя проходить Головний європейський вододіл між Чорним і Балтійським морями. Води з південно-західних схилів Розточчя спливають до р. Сян притоками – річками Шкло, Вишня, Любачівка і Танва; з північного сходу – до річок Вепр і Західний Буг річками Полтва, Рата, Солокія і Гучва; на півдні р. Верещиця пливе до р. Дністер. Розточчя має краєвид мальовничого ерозійного низькогір'я. Долини річок широкі, переважно заболочені, де створено комплекси ставів.

Гідрологічна мережа Яворівського НПП

Результати виконаних досліджень та розроблені методи і технології екологічного моніторингу представлені у вигляді тематичних ГІС-моделей. Геоінформаційними інструментами, що містить програмний комплекс MapInfo, синтезовано еколого-картографічні моделі гідрологічної мережі, дорожньої мережі, геоморфії ландшафтів Розточчя (Мокрий, Трофимчук, Гречаник та інш., 2016). Розроблено інформаційно-аналітичні технології моніторингу поверхневих вод для інформаційної підтримки рішень з питань охорони та екологічної безпеки Розточчя.

Основні водні об'єкти Яворівського НПП: річка Верещиця – головна водна артерія парку; став Янівський (рис.1) – штучна водойма рибогосподарського і рекреаційного значення; джерела мінеральної води – мають не лише екологічне, а й рекреаційно-лікувальне значення; болота та заболочені ділянки – природні фільтри, які підтримують водний баланс.

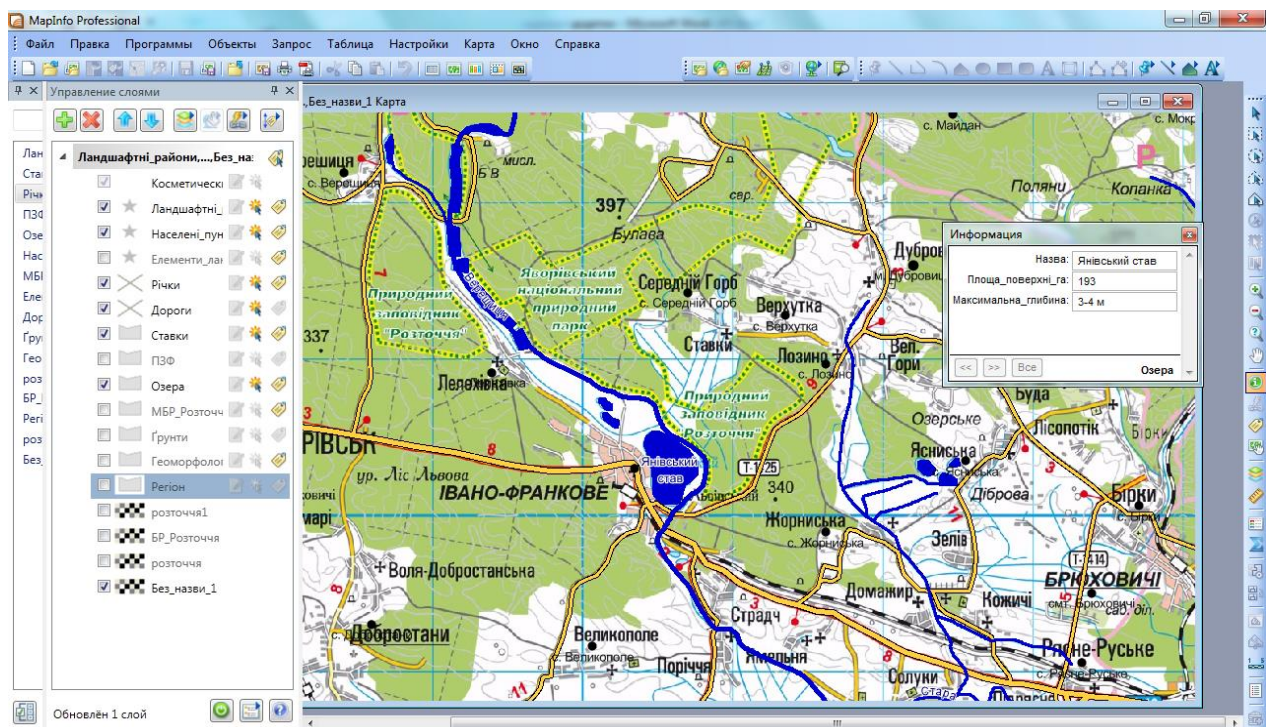


Рис. 1. Робоче вікно MapInfo Professional ГІС «Озера».

Для створення цифрової карти Яворівського НПП використано програму MapInfo Professional – це геоінформаційна система, що дає змогу вирішувати складні завдання географічного аналізу на основі реалізації запитів і створення

різних тематичних карт, здійснювати зв'язок з віддаленими базами даних, експортувати географічні об'єкти та інші програмні продукти. MapInfo є настільною системою картографування завдяки її розвиненим можливостям тематичного картографування. Поєднання тематичних шарів і методів буферизації, районування, злиття і розбивки об'єктів, просторової й атрибутивної класифікацій дозволяє створювати синтетичні багатокомпонентні карти з ієрархічною структурою легенди. В якості вихідних даних для оцифрування карти Яворівського НПП використано: топографічну карту Львівської області, карту функціонального зонування парку, карти Google Earth (Яворівський та Жовківський райони), карти Bing Maps.

Розроблена ГІС-модель «Гідрологічна мережа Розточчя» містить кілька тематичних шарів. З шару «Річки» можна отримати інформацію про назву річки, її протяжність, площу басейну та куди впадає. Шар «Озера» (рис.1) дає інформацію про назву озера, його розташування, загальну площу, прибережну смугу, об'єм води, площу водного дзеркала, призначення, землекористувачів та водокористувачів.

Найбільшим водотоком, який протікає у західній частині парку, є річка Верещиця (доплив Дністра). Її русло у верхів'ях майже повністю зрегульоване і перетворене у каскад ставків У межах парку беруть свій початок допливи Верещиці: Ставчанка (на північний-захід від с.Ставки) та права – Рудачка (на північ від с.Верещиця) Стара Ріка. У північній частині парку з високодебітних джерел беруть початок р.Фійна та струмок Кислячка, що є допливами річок Дерев'янки і Свині (басейн Західного Бугу). Долина Фійни у р-ні с. Млинки також перетворена на каскад ставків. Вододільне положення національного парку зумовлює те, що ріки і їх водозбори є малі і не перевищують 150 км² (Любинець, Лисак, Любинець, 2018). Характерною рисою, поряд з малою кількістю водотоків, є невеликі допливи, які протікають переважно в глибоких долинах. У північній частині Біосферного резервату «Розточчя» української території знаходиться найбільша у межах Розточчя кількість джерел. Максимальна їх густота відмічена у районі сіл Дубровиця – Папірня. Більшість

джерел належать до категорії силових (присхилових), а близько 20% розташовані в днищах балок та ярів. Джерельні води переважно гірбонатно-кальцієвого складу, характеризуються високою якістю – не мають запаху, кольору глинистих та органічних часток.

Гідрологічна мережа парку характеризується відносно високою щільністю річкової сітки рівнинних річок та меліоративних каналів, незначною кількістю озер та великою кількістю штучних водойм різного функціонального призначення, малими площами боліт. До непроточних водойм відносяться оліго-мезотрофні водойми, природні евтрофні озера, природні дистрофні озера та стави (Mokryu, Bobush, Urban, 2018). Ценози найбільших за об'ємом природних евтрофних озер поширені в непересихаючих водоймах з повільною або відсутньою течією – у каналах, ставах, колишніх кар'єрах, озерах, старицях, приурочені до мулистих, а також піщаних чи торф'янистих донних відкладів, багатих на поживні речовини, з потужним шаром сапропелю. Проточні водойми представлені ділянками водотоків з природною або напівприродною динамікою (малі, середні та головні русла річок), струмки, канали, постійні та тимчасові водойми з проточною водою. де немає ознак значного погіршення якості води. Мулисті береги річок з рослинністю на порушених незадернованих ділянках з перемінним режимом зволоження трапляються спорадично, в межах невеликих ділянок замулених берегів проточних водойм або стариць, ставів, каналів, ровів, на пасовищах. Екологічна безпека водойм забезпечується стабільністю гідрологічного режиму, оптимальністю рибогосподарського використання, регулюванням рекреації, запобіганню забруднень та евтрофікації.

Одна з ключових особливостей парку – наявність Європейського вододілу, який ділить поверхневий стік на два басейни – Балтійський та Чорноморський. Це надзвичайно рідкісне явище, яке додає території високого гідрологічного значення. Основні гідрологічні особливості території: поділ водних потоків між двома морями; система джерел і витоків, що формують локальні екосистеми; високий рівень вологості завдяки впливу обох водозборів;

вплив на мікроклімат і біологічну різноманітність. Головна екологічна цінність вододілів – це збереження водного балансу. Вони стабілізують гідрологічні умови, зменшують ризики підтоплення, зсувів та ерозій. Більшість лісових масивів, що розміщені вздовж вододілів, виконують захисну функцію – очищають повітря, підтримують вологість і забезпечують природне очищення вод. Важливі функції вододілів у природі: захист водних ресурсів від виснаження; збереження лісових екосистем; підтримка біорізноманіття на межі природних зон; формування унікальних ландшафтів.

Використання баз даних гідрологічної інформації

Високе біорізноманіття водно-болотних угідь, наукова та рекреаційно-туристична цінність території Розточчя, обумовлюють необхідність ідентифікації екологічно-ємнісних та інформаційно-індикаційних параметрів стану екосистем для оптимізації методів та засобів їх охорони, збереження та збалансованого використання. З огляду на це, доцільний уніфікований підхід до формування бази даних водно-болотних угідь на основі синтезу еколого-картографічних моделей цих елементів екомережі, з описом їх динаміки на мікро- і макрорівнях.

У наукових працях (Самойленко, 2004, Горбачова, 2006) наголошується, що сучасні інформаційні технології відіграють ключову роль у збереженні природних водних систем. Згідно з дослідженнями науковців (Melnyk, & Dovhan, 2020), застосування дистанційного зондування і ГІС-технологій у гідрологічних дослідженнях дає змогу інтегрувати просторові дані, формувати електронні карти басейнів і здійснювати моделювання стоку, відкриває можливості моніторингу водного режиму, визначення забруднень і прогнозування гідрологічних ризиків. ГІС-технології відіграють ключову роль у моніторингу поверхневих вод, дозволяючи збирати, зберігати, аналізувати та візуалізувати просторові дані для оцінки їх стану, виявлення закономірностей та прогнозування змін. Вони інтегрують супутникові, аерофотознімки, GPS-дані та наземні спостереження для створення цифрових карт, аналізу

показників якості води та картографування забруднень, що забезпечує ефективне управління водними ресурсами.

Ефективне управління водними ресурсами базується на наявності та повноті гідрологічних даних, оскільки дані дозволяють визначати доступність води для сільського господарства та промисловості, проводити оцінку стану водних об'єктів, а також прогнозувати стихійні лиха. Ці дані допомагають своєчасно виявляти підвищення рівня води та передбачати потенційні повені, що дає змогу вжити необхідних заходів для захисту матеріальних цінностей та людей. Крім того, гідрологічні дані використовуються при плануванні та проектуванні інфраструктурних об'єктів, що пов'язані з водними ресурсами, таких як системи зрошення, гідроелектростанції, а також системи водопостачання та водовідведення, що забезпечує ефективне використання водних ресурсів та зниження потенційних ризиків.

Методологія збору, обробки, зберігання та розповсюдженні гідрологічної інформації описана у посібнику «Hydrology – From Measurement to Hydrological Information» (Guide to Hydrological Practices, 2008). В посібнику надаються рекомендації для гідрологів-практиків по аналізу гідрологічної інформації, її стандартизації, контролю якості як первинних, так і оброблених наборів даних, а також по способах зберігання та розповсюдження гідрологічних даних. Також вичерпна інформація по вітчизняних та світових гідрологічних базах даних, а також їх актуальній проблематиці, висвітлена у працях Самойленка (2004) та Горбачової (2006). Серед відомих баз даних гідрологічної інформації доцільне використання FAO AQUASTAT. Це глобальна база даних, створена Продовольчою і сільськогосподарською організацією ООН (FAO), яка збирає, обробляє та надає інформацію про водні ресурси, використання води та управління водними ресурсами на рівні країн. AQUASTAT є важливим інструментом для оцінки стану водних ресурсів та розуміння їх використання в різних секторах, водокористування. Ця система надає дані з різних аспектів водного господарства, зокрема розподіл водних ресурсів та використання води. FAO AQUASTAT служить як джерело для досліджень, планування водного

господарства, а також для моніторингу прогресу в досягненні сталого управління водними ресурсами. Доступ до даних FAO AQUASTAT здійснюється за допомогою веб-інтерфейсу (AQUASTAT Dissemination System ..., 2024), що дозволяє здійснити вибір параметрів, території вимірювання, а також часового діапазону (рис.2).

The screenshot shows the AQUASTAT Dissemination System interface. At the top, there are navigation links: 'Show Workbench', 'AQUASTAT Dissemination System', 'Table', 'Share / Download', 'Login', 'English', and 'About'. Below these are filters: 'Area, Variable by Year', 'Variable, Area by Year', and 'Design Your View'. There are also buttons for 'Imputed', 'Estimate', and 'Export'. The main table displays data for Ukraine across three years (2018, 2019, 2020) for various water-related variables. Each data point is accompanied by a small icon indicating the data source or status (e.g., 'E' for estimated, 'I' for imputed).

Area	Variable	Unit	2018	2019	2020
Ukraine	Agricultural water withdrawal as % of total renewable water resources	%	2.66 E	2.50 E	1.75 E
	Groundwater produced internally	10 ⁹ m ³ /year	22.00 I	22.00 I	22.00 I
	Long-term average annual precipitation in depth	mm/year	565.00 I	565.00 I	565.00 I
	Long-term average annual precipitation in volume	10 ⁹ m ³ /year	341.01 I	341.01 I	341.01 I
	National Rainfall Index (NRI)	mm/year	1,813.00 I	1,813.00 I	1,813.00 I
	Overlap between surface water and groundwater	10 ⁹ m ³ /year	17.00 I	17.00 I	17.00 I
	SDG 6.4.1. Industrial Water Use Efficiency	US\$/m ³	4.79 E	4.55 E	4.25 E
	SDG 6.4.1. Irrigated Agriculture Water Use Efficiency	US\$/m ³	0.06 E	0.06 E	0.10 E
	SDG 6.4.1. Services Water Use Efficiency	US\$/m ³	22.00 E	24.52 E	20.93 E
	SDG 6.4.1. Water Use Efficiency	US\$/m ³	6.60 E	7.12 E	7.64 E
	SDG 6.4.2. Water Stress	%	13.87 E	13.73 E	12.26 E
	Surface water produced internally	10 ⁹ m ³ /year	50.10 I	50.10 I	50.10 I
	Total internal renewable water resources (IRWR)	10 ⁹ m ³ /year	55.10 I	55.10 I	55.10 I
	Total internal renewable water resources per capita	m ³ /inhab/year	1,239.68 E	1,246.29 E	1,254.85 E

Рис. 2. Веб-інтерфейс бази даних FAO AQUASTAT

Структура системи та алгоритм інформаційного забезпечення моніторингу гідрологічної мережі

Розроблено структуру інформаційної системи моніторингу гідрологічної мережі, яка включає: базу даних водних об'єктів; модуль візуалізації; підсистему автоматизованого збору даних; аналітичний блок для прогнозування стану водних об'єктів; модуль управління рішеннями. Система інтегрує дані з відкритих джерел (FAO AQUASTAT, Держгеокадастр, та інш.) та локальних спостережень.

Алгоритм інформаційного забезпечення складається з наступних етапів.

1. Збір вихідних даних, що включає аналіз супутникових знімків (Sentinel, Landsat), проведення натурних вимірювань (глибина, температура, фізико-

хімічні характеристики води, аналіз архівних метеоданих та результатів гідрологічних спостережень, даних місцевих екологічних інспекцій

2. Геоприв'язка даних, що включає уніфікацію систем координат, формування тематичних шарів (річки, болота, ставки, канали), векторизація гідрологічної мережі, Інтеграція даних у єдину ГІС-базу.

3. Аналіз та моделювання, що включає ідентифікацію взаємозв'язків між різними факторами (землекористування, забруднення, рельєф) та якістю води, а моделювання поширення забруднень, гідрологічні розрахунки, просторовий аналіз басейнів, моделювання водного стоку, оцінка ризиків підтоплення або висихання, виявлення критичних ділянок забруднення.

4. Візуалізація, що включає побудову інтерактивних карт, графіків, аналітичних панелей, створення цифрових карт, які візуалізують просторовий розподіл показників якості води, джерела забруднення, водозбірні басейни та інші важливі характеристики водних об'єктів, синтез інтерактивних панелей моніторингу (dashboard), відображення динаміки змін рівнів води, публікація карт у веб-інтерфейсі.

5. Прийняття рішень, що включає визначення пріоритетів охорони та відновлення водних об'єктів, розроблення програм відновлення деградованих ділянок, планування екологічних інженерних заходів.

6. Оновлення та архівація даних, що включає щорічне коригування показників і просторових шарів, коригування бази гідрологічних даних, збереження ретроспективної інформації, автоматичне резервне копіювання, формування аналітичних звітів.

До рекомендацій з управління водними ресурсами Яворівського НПП можна віднести: впровадити автоматизовану систему збору даних; використовувати ГІС для моделювання гідрологічного балансу; забезпечити екологічно орієнтоване управління ставами й болотами; розробити програму рекультивації деградованих екосистем; запровадити інтегровану платформу моніторингу водних ресурсів.

Висновки

Пропоновані інформаційні технології підвищують ефективність моніторингу та збереження гідромережі Яворівського НПП. Геоінформаційні системи забезпечують просторовий аналіз і прогнозування стану водних об'єктів. Алгоритм інформаційного забезпечення створює основу для прийняття управлінських рішень. Система може бути масштабована для інших природоохоронних територій.

Перспективи подальших досліджень передбачають інтеграцію розроблених ГІС-моделей у геопортальну інформаційну систему [2], з представленням інформації та її архівуванням у 2D та 3D форматах для формування еколого-економічних моделей ресурсного потенціалу територій Розточчя. Доцільне використання засобів віддаленого моніторингу роботизованих мобільних платформ – роботів телеприсутності, з можливістю повітряного, наземного і водного моніторингу, двостороннім аудіо-відео контролем та елементами штучного інтелекту.

Список літератури

- AQUASTAT Dissemination System. FAO (web interface) (2024). Режим доступу <https://library.wmo.int/records/item/35804-guide-to-hydrological-practices-volume-i>.
- Melnyk, I., & Dovhan, L. (2020). GIS analysis of small river basins in Western Ukraine. *Environmental Monitoring Journal*, 7(2), 55–64.
- Mokryy V., O. Bobush, D. Urban, J. Sender, A. Listosz, M. Marzec, T. Grabowski. (2018). The wetland monitoring for sustainability of Roztochia. *Sustainable Development – State and Prospects: Proceedings of the International Scientific Symposium SDEV*. 199-200.
- Біосферні резервати для кліматичної адаптації в Україні. Режим доступу: <https://eba-ukraine.net/8F.html>.

- Горбачова, Л. О. (2006). Особливості створення тематичних блоків цифрових баз даних розрахункової гідрологічної інформації. *Наукові праці УкрНДГМІ*, (255), 283-290.
- Любинець І.П., Лисак Г.А., Любинець Н.Ю. (2018). Поширення журавлини болотної на території Українського Розточчя. *Природоохоронні, екоосвітні, рекреаційно-туристичні та історико-культурні аспекти сталого розвитку Розточчя: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 20-річчю створення Яворівського НПП. Сmt Івано-Франкове. Львів: Західно-український консалтинг центр*, 139–142.
- Мокрий В.І., О.М. Трофимчук, Р.М. Гречаник, Р.Т. Гасько, І.І. М'якуш, В.В. Радчук, І.В. Радчук, С.А. Загородня, & І.М. Курляк (2016). Інформаційні технології роботизованого моніторингу гідрологічної мережі РЛП «Равське Розточчя». *Проблеми та перспективи розвитку економіки і підприємництва та комп'ютерних технологій в Україні : збірник тез доповідей XII наук.-практ. конф. – Львів. ННІППТ НУ «Львівська політехніка»*, С.25-27.
- Самойленко, В.М. (2004). Досвід створення баз та інформаційних систем гідроекологічних даних. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, (6), 200-207.
- Яворівський національний природний парк. Режим доступу: <https://yavorivskyi-park.in.ua/> .

РОЗДІЛ 2

ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ, ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ СИСТЕМАМИ

ПРОЦЕСИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ ДІОКСИДОМ ХЛОРУ: ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-СТАТИСТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

Бондарчук О.В., Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського,
аспірант хіміко-технологічного факультету, Україна, Київ,
Bondarchukau@gmail.com

Шахновський А.М., Київський політехнічний інститут імені Ігоря
Сікорського, к.т.н., доцент, доцент кафедри технології
неорганічних речовин, водоочищення та загальної хімічної
технології, Україна, Київ

Спасьонова Л.М., Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського,
к.х.н., доцент, доцент кафедри хімічної технології кераміки та
скла, Україна, Київ

Мокієнко А.В., Національний університет «Острозька академія», д.м.н., с.н.с.,
доцент кафедри громадського здоров'я та фізичного
виховання, Україна, Рівненська область, Острог

Abstract

The monograph presents the results of research aimed at finding a balance between ensuring the effective disinfection of natural water of varying pollution levels with chlorine dioxide at a municipal water treatment plant and minimizing the formation of undesirable by-products (primarily chlorites).

According to the Response Surface Methodology, an experimental design matrix was developed to minimize the number of experiments while maintaining maximum informativeness.

A Central Composite Design was selected for five process factors: pH value, water temperature, total chlorine dioxide dose, reaction duration, and the degree of water contamination (evaluated by total organic carbon content). Experimental data were obtained for two response variables – the fraction of ClO_2 that reacted and the concentration of chlorites in the treated water.

Following parameter identification based on experimental data and statistical validation of the polynomial models, the calculated graphical responses were analyzed, and a multiparametric optimization of the process was performed.

The optimization paradigm considered two interrelated criteria: the fraction of chlorine dioxide that reacted and the concentration of chlorites in the treated water.

For multi-objective optimization, a desirability function approach in the Harrington form was applied in combination with an evolutionary search algorithm. Implementation of the obtained optimization results makes it possible to achieve maximum disinfection efficiency with minimal chlorite formation, which represents a key objective in developing optimal operating regimes for water treatment processes at municipal water supply facilities.

Вступ

В умовах повномасштабної збройної агресії системи водопостачання та водовідведення України перебувають під надзвичайним техногенним та екологічним навантаженням. Руйнування об'єктів критичної водної інфраструктури, неконтрольовані скиди забруднювальних речовин, а також підвищення ризиків хімічного й мікробіологічного забруднення поверхневих і підземних вод формують безпрецедентні загрози для санітарно-епідеміологічної безпеки населення. За таких умов забезпечення ефективної та безпечної водопідготовки набуває стратегічного значення для збереження громадського здоров'я та екологічної стабільності [Мокієнко А.В., 2024].

Дезінфекція природної води: стан та альтернативи

Традиційні технології знезараження, зокрема хлорування, попри широку практику застосування, характеризуються істотними недоліками, зумовленими утворенням побічних продуктів дезінфекції. При цьому наявність у природній воді значної кількості органічних забруднюючих домішок в умовах техногенного та військового навантаження суттєво знижує санітарну та екологічну ефективність класичних технологій. Тому є актуальним

впровадження у практику вітчизняних водоканалів альтернативних методів знезараження води, зокрема, використання діоксиду хлору [Мокієнко А.В., 2025].

Діоксид хлору є високоефективним окисником і дезінфектантом, який має суттєві технологічні переваги порівняно з хлором: цей реагент ефективно інактивує різні патогенні мікроорганізми, менше залежить від рН середовища, не вступає в реакції заміщення з органічними прекурсорами, що призводить до значно меншого (~ 10 %) утворення хлорорганічних побічних продуктів дезінфекції, ефективно окиснює феноли, залізо, манган, а також деякі токсичні органічні сполуки антропогенного походження, сприяє усуненню неприємних запахів та присмаків, спричинених водоростями або фенольними сполуками [Бабієнко В. В., Мокієнко А.В., 2023].

Названі вище особливості роблять діоксид хлору цінним реагентом, однак при впровадженні систем дезінфекції природної води, що базуються на діоксиді хлору, доводиться враховувати та долати деякі проблеми. Зокрема, головним з недоліків діоксиду хлору є утворення інших небажаних побічних продуктів у процесі обробки води. Внаслідок реакції ClO_2 з органічними та неорганічними домішками під час знезараження води, а також його розпаду, утворюються хлорити та хлорати, вміст яких регламентується міжнародними, європейськими та українським нормативними документами [Guidelines for drinking-water, 2022; Directive (EU) 2020/2184, 2020; ДСанПіН 2.2.4-171-10, 2010].

Проблеми встановлення функціонального зв'язку між складом природної води, умовами очищення та вмістом побічних продуктів дезінфекції діоксидом хлору, розробки прогнозних моделей утворення побічних продуктів дезінфекції розглядалися у [Korn C. et al., 2002], де на основі експериментальних даних було досліджено вплив на утворення побічних продуктів наступних груп факторів: а) ступеню забрудненості води (оцінюваного за вмістом розчиненого органічного вуглецю – NPOC та показником поглинання ультрафіолетового випромінювання – UV_{254}); б) дози реагента (діоксида хлору); в) умов

проведення реакції (кислотність та температура води, час контакту).

Автори роботи [Zanetti M. et al., 2008] також застосовували математичне моделювання для оцінки кількості побічних продуктів, пов'язаних із застосуванням діоксидом хлору (спільно з гіпохлоритом натрію). Рівняння моделей були побудовані на основі статистичного підходу з використанням даних, зібраних на очисних спорудах протягом 14 місяців (що дозволило взяти під увагу сезонні коливання). Було визначено, що найбільш значущими параметрами, які впливають на утворення хлоритів, були такі характеристики вихідної води, як вміст органічних речовин, рН, температура та концентрація сполук заліза. Також враховувалися робочі параметри – доза флокулянту, тривалість контакту, доза діоксиду хлору. При цьому спостерігалися випадки зменшення утворення хлоритів при збільшенні дози діоксиду хлору. Це явище, ймовірно, було обумовлене перехресною реакцією з діоксидом хлору гіпохлориту натрію, який використовувався як додатковий дезінфектант.

У [Korn C. et al., 2002; Zanetti M. et al., 2008] прогнозувалися також рівні утворення хлоратів. Ця частина досліджень представляла особливий інтерес, оскільки у вітчизняних умовах не завжди є технічна можливість визначення концентрації хлоратів у воді після знезараження.

Мета дослідження

У зв'язку із зазначеним вище, підприємства водопідготовки мають не тільки оцінити ефективність нових реагентів з точки зору знезараження, але й мінімізувати утворення побічних продуктів, вирішуючи систему завдань інженерного, екологічного та санітарного характеру.

Нижче представлено результати системних досліджень, завданням яких є пошук «балансу» між забезпеченням ефективності знезараження природної води змінного ступеня забрудненості, при мінімізації утворення вказаних побічних продуктів.

Чинники та результати процесу дезінфекції води

Як було зазначено вище, ефективність дезінфекції та інтенсивність утворення хлоритів і хлоратів суттєво залежать від ступеню забрудненості очищуваної води (зокрема, вмісту органічних речовин), а також від технологічних факторів, таких як доза реагенту, тривалість контакту, рН та температура води. Саме контроль та мінімізація утворення хлоритів і хлоратів є ключовим завданням при впровадженні технологій на основі ClO_2 . Слід зазначити, що у даному дослідженні наводяться результати щодо утворення виключно хлоритів.

Для ефективного керування процесами знезараження води може бути використаний підхід на основі комп'ютерних моделей, які дозволяють прогнозувати якість води та оптимізувати технологічні режими. Одним із варіантів реалізації цього підходу є використання емпіричних поліноміальних моделей. Такі моделі створюються на основі експериментальних даних і передбачають застосування математичної статистики для параметричної ідентифікації моделей (тобто для встановлення кількісних зв'язків між незалежними факторами процесу та його цільовими показниками – відгуками).

Експериментально-статистичний підхід до моделювання

Перехід від опрацювання даних моніторингу процесів очищення природної води [Бондарчук О., 2024], тобто даних пасивного експерименту, до використання емпіричних моделей та методології аналізу поверхні відгуку (Response Surface Methodology, RSM), що ґрунтується на плануванні активного експерименту, є логічним наступним кроком у програмі досліджень, фрагмент результатів якої представляє дана публікація. Досвід авторів показує, що ефективним є поєднання двох названих стратегій [Бондарчук О., 2024]. Моніторинг забезпечує постійний контроль за якістю води, дає змогу констатувати наявність чи відсутність проблеми. Використання методології аналізу поверхні відгуку дає можливість оцінити реальні умови функціонування технології, зафіксувати довгострокові тренди, виявити проблемні ділянки. Побудова експериментально-статистичних моделей

передбачає системне варіювання значень технологічних факторів для вивчення їхнього впливу на кінцеву якість води.

Ключовими факторами математичної моделі процесів знезараження води діоксидом хлору, що визначають ступінь утворення побічних продуктів, було обрано наступні величини [Korn C. et al., 2002; Zanetti M. et al., 2008]: X_1 – значення рН, X_2 – температура води, °C, X_3 – сумарна доза діоксиду хлору, мг/дм³, X_4 – тривалість протікання реакції, год., X_5 – ступінь забрудненості води, що очищується (у даному дослідженні оцінюються за вмістом загального органічного вуглецю, мг/дм³). В якості відгуків відповідно до мети дослідження, було обрано наступні величини: y_1 – частку ClO₂, що вступив у реакцію, та y_2 – концентрацію хлоритів (для очищеної води).

Згідно з методологією RSM, було складено матрицю плану експериментів, що мінімізує кількість дослідів при максимальній інформативності. У якості плану експерименту було обрано центральний композиційний план (CCD) для п'яти факторів, матрицю якого (для кодованих значень технологічних факторів) представлено на рис. 1.

У даному плані факторні рівні мають значення -1 , $+1$ (на рис. 1 це – основні точки факторного плану); план містить осьові (зіркові) точки зі значеннями $\pm 2,378$. Таке значення «зіркового плеча» ($\alpha=2,378$) є рекомендованим для центральних композиційних ротатабельних планів і забезпечує рівномірну точність прогнозу у просторі експерименту.

Отже, факторна частина плану експерименту включає $2^5 = 32$ дослідів; осьова частина матриці планування – $2 \cdot 5 = 10$ дослідів. Заплановано вісім дослідів в центрі плану $(0,0,0,0,0)$, повторюваних для оцінки дисперсії експериментальних даних.

Ротатабельність плану гарантує, що дисперсія прогнозних значень відгуків $\hat{y}_i$ буде однаковою для всіх точок, розташованих на однаковій відстані від центру факторного простору експерименту. Це робить модель стабільною щодо різних напрямків у просторі факторів.

	Std	Run	Factor 1 A:x1	Factor 2 B:x2	Factor 3 C:x3	Factor 4 D:x4	Factor 5 E:x5	F
	47	1	0	0	0	0	0	
	24	2	1	1	1	-1	1	
	15	3	-1	1	1	1	-1	
	16	4	1	1	1	1	-1	
	31	5	-1	1	1	1	1	
	37	6	0	0	-2.37841	0	0	
	3	7	-1	1	-1	-1	-1	
	50	8	0	0	0	0	0	
	39	9	0	0	0	-2.37841	0	
	49	10	0	0	0	0	0	
	14	11	1	-1	1	1	-1	
	34	12	2.37841	0	0	0	0	
	27	13	-1	1	-1	1	1	
	11	14	-1	1	-1	1	-1	
	38	15	0	0	2.37841	0	0	
	..							
	45	34	0	0	0	0	0	
	23	35	-1	1	1	-1	1	
	20	36	1	1	-1	-1	1	
	10	37	1	-1	-1	1	-1	
	17	38	-1	-1	-1	-1	1	
	18	39	1	-1	-1	-1	1	
	33	40	-2.37841	0	0	0	0	
	8	41	1	1	1	-1	-1	
	36	42	0	2.37841	0	0	0	
	4	43	1	1	-1	-1	-1	
	2	44	1	-1	-1	-1	-1	
	12	45	1	1	-1	1	-1	
	42	46	0	0	0	0	2.37841	
	1	47	-1	-1	-1	-1	-1	
	35	48	0	-2.37841	0	0	0	
	7	49	-1	1	1	-1	-1	
	19	50	-1	1	-1	-1	1	

Рис. 1. Матриця центрального композиційного рототабельного плану другого порядку (фрагмент)

Як видно з рис. 1, план експерименту був рандомізований для зменшення похибки вимірювань, тобто рядки матриці планування випадковим чином переставлені («перемішані»).

Співвідношення між натуральними і кодованими значеннями факторів наведено у табл. 1. Зауваження: в таблиці 1 використано наступні скорочення: min – нижній рівень варіювання фактора, max – верхній рівень варіювання фактора, mid – центр факторного простору, Δ – діапазон варіювання.

Таблиця 1

Рівні та діапазон варіювання технологічних факторів

Технологічний сенс	Натуральні величини					Кодовані величини			
	познач.	min	max	mid	Δ	познач.	min	max	mid
pH	X ₁	6	9	7,5	3	χ ₁	-1	1	0
Температура, °C	X ₂	4	25	14,5	21	χ ₂	-1	1	0
Доза ClO ₂ , мг/дм ³	X ₃	1	6	3,5	5	χ ₃	-1	1	0
Тривалість контакту, год.	X ₄	1	20	10,5	19	χ ₄	-1	1	0
Загальний органічний вуглець, мг/дм ³	X ₅	10	30	20	20	χ ₅	-1	1	0

Ідентифікація математичних моделей

Лабораторно-промислові вимірювання проводилися згідно плану експерименту (рис. 1) для різних комбінацій факторів, встановлених на двох рівнях значень («нижньому» та «верхньому»), у «зоряних точках» та у центрі плану. Отримані внаслідок реалізації дослідів значення відгуків (y₁, y₂) було піддано регресійному аналізу з метою визначення коефіцієнтів емпіричних поліноміальних рівнянь, що описують залежність значень відгуків y₁, y₂ від факторів:

$$y_u = b_0 + \sum b_i x_i + \sum b_{ii} x_i^2 + \sum b_{ij} x_i x_j + \varepsilon, \quad (1)$$

де y_u – відгуки (u = 1,2), x_i – технологічні фактори процесу водоочищення (i = 1,...,5), b_i, b_{ij} – коефіцієнти емпіричної моделі (i, j = 1,...,5), ε – похибка апроксимації.

Емпіричне рівняння (1) дозволяє кількісно описати (прогнозувати) формування побічних продуктів та залишкову концентрацію дезінфектанту за будь-яких заданих технологічних умов. Як видно з рис. 1 та рівняння (1), використаний план експерименту є ненасиченим, оскільки кількість дослідів перевищує кількість регресорів поліноміальної моделі.

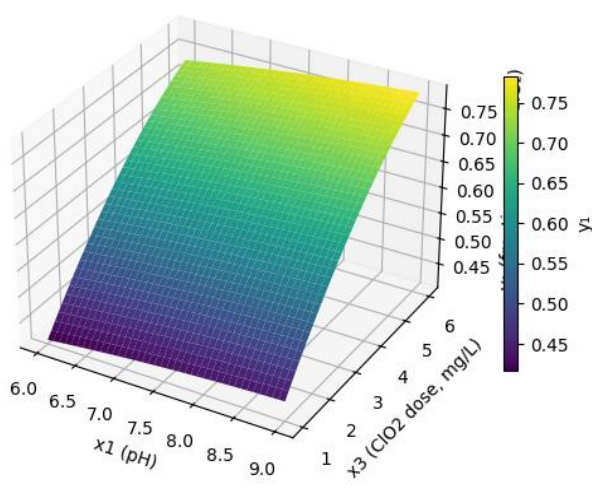
Результати і обговорення

1. Аналіз графічних відгуків

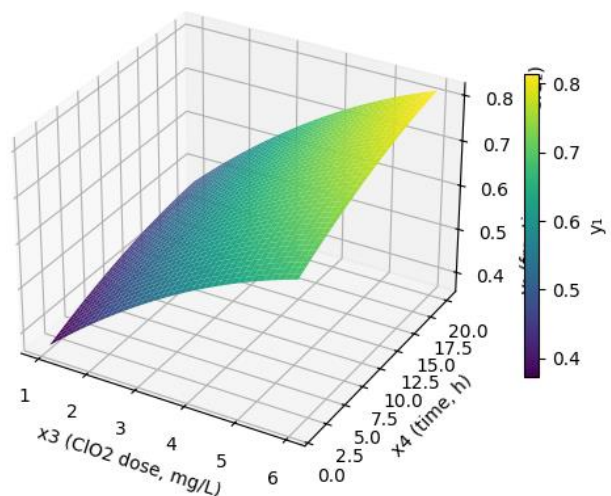
Після параметричної ідентифікації за експериментальними даними та статистичної перевірки поліноміальних моделей було реалізовано етап прийняття рішень за моделями.

Ключовим інструментом методології аналізу поверхні відгуку є побудова та аналіз поверхонь відгуку. На рис. 2 наведені деякі характерні поверхні відгуків: для y_1 – залишкової концентрації ClO_2 (рис. 2, а-г), y_2 – концентрації хлоритів (рис. 2, д-ж).

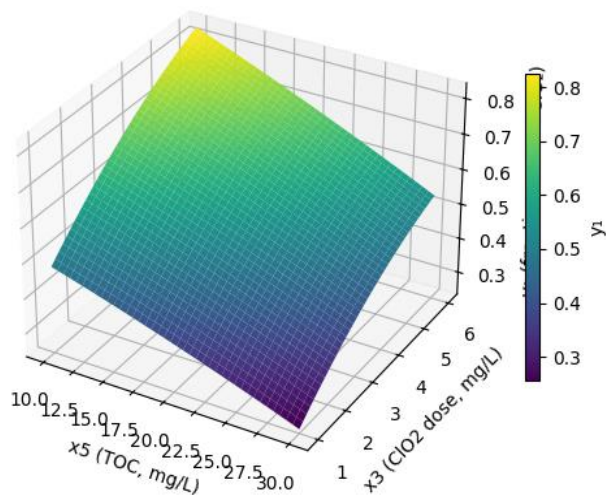
Зауваження: очевидно, що візуалізація відгуків для об'єктів, які залежать від великої кількості факторів, можлива лише шляхом побудови графіків тільки для двох факторів одночасно, із «фіксуванням» решти факторів на певному рівні. Поверхні відгуку на рис. 2 побудовані шляхом «фіксування» факторів, не позначених по осях, на рівні в центрі факторного простору (табл. 1).



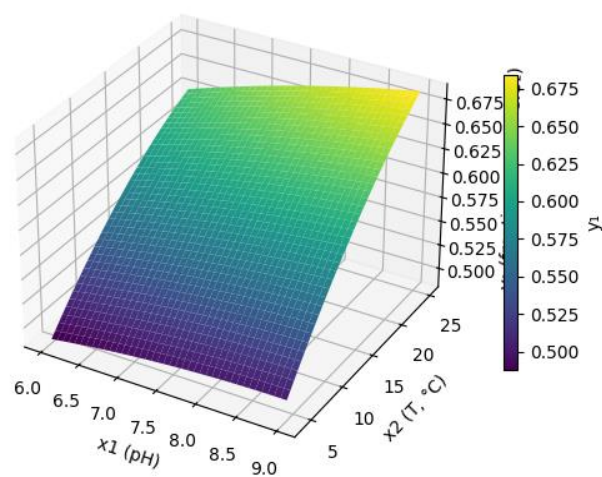
а)



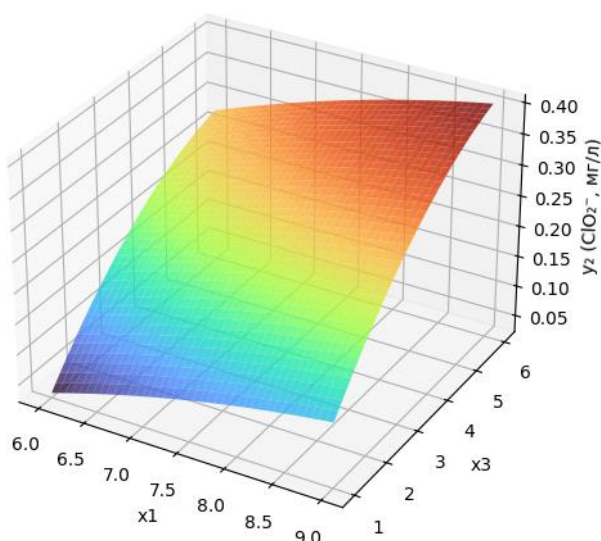
б)



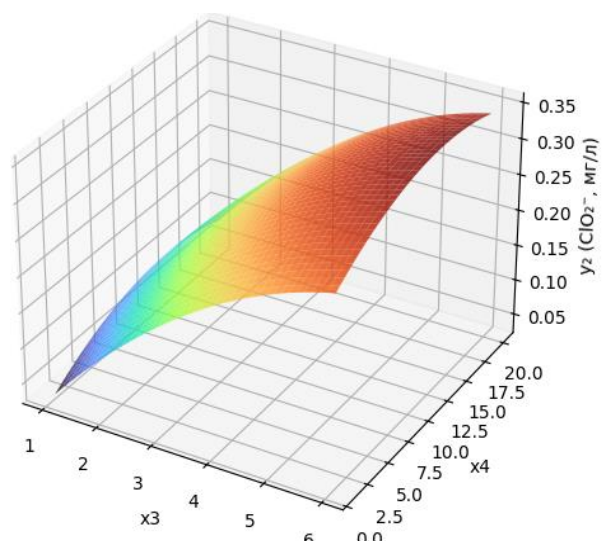
В)



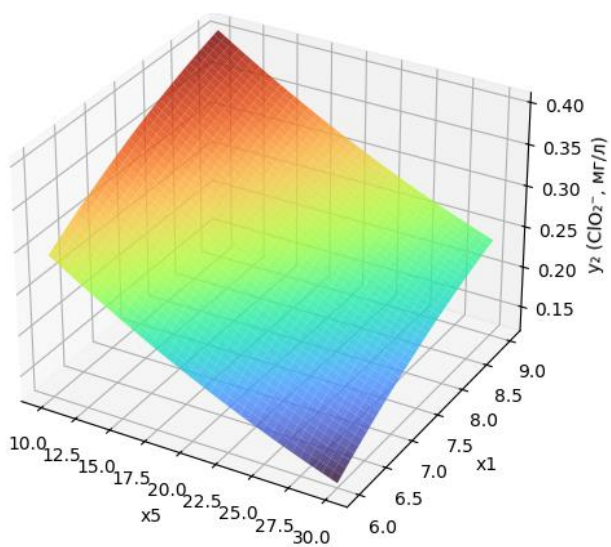
Г)



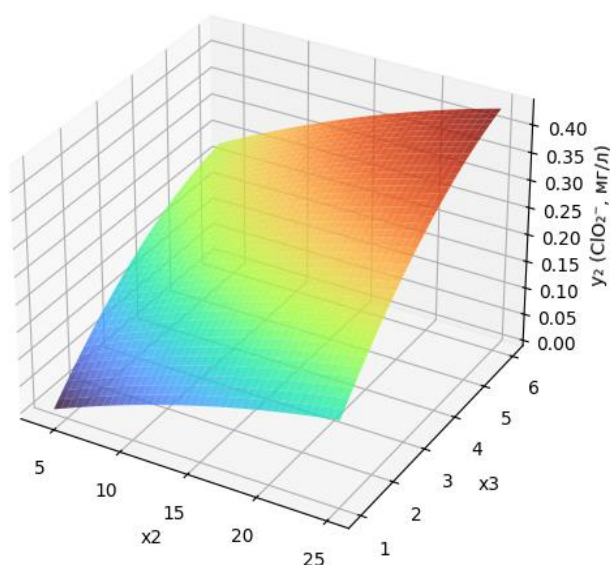
Д)



е)



є)



ж)

Рис. 2. Візуалізація технологічних відгуків

Аналіз поверхонь відгуку дав змогу визначити критичні фактори, зокрема, виявити, які саме параметри (x_3 – доза ClO_2 та x_5 – «ступінь забрудненості» води) мають найбільший вплив на утворення хлоритів (y_2); візуально та розрахунково визначити комбінацію факторів, яка забезпечує мінімальний вміст хлоритів (y_2) при одночасному досягненні необхідної залишкової дози ClO_2 (y_1) для гарантування знезараження; передбачати якість очищеної води при зміні вхідних параметрів (наприклад, при сезонному зростанні температури x_2 або збільшенні забрудненості x_5). Також, візуальні відображення (рис. 2) дають змогу підтвердити відомі закономірності. Зокрема, аналіз поверхонь відгуку для утворення хлоритів дозволяє констатувати: при високому рН (у лужному середовищі) діоксид хлору менш стабільний, частково диспропорціонує з утворенням хлоритів, при низькому рН утворюються більше активних форм ClO_2 , і менше побічних продуктів; залежність: y_2 зростає з рН. При підвищенні температури спостерігається конкурентна ситуація – зростає швидкість реакцій (зокрема й розкладу ClO_2), однак при цьому частково зростає також швидкість окиснення органічних забруднювачів у воді; спостерігається помірне зростання (до певної межі) y_2 із ростом температури. При збільшенні часу реакції зростає ступінь перетворення у реакції $\text{ClO}_2 \rightarrow \text{ClO}_2^-$. При цьому (у випадку надто тривалого періоду контакту) спостерігається стабілізація системи; значення y_2 зростає, але цей процес характеризується моментом насичення.

2. Оптимізація відгуків

На використанні емпіричних квадратичних моделей, побудованих за методологією поверхонь відгуку ґрунтується оптимізація процесу знезараження природної води діоксидом хлору, що також була реалізована в межах даного дослідження. Через складність і багатопараметричність досліджуваного об'єкта, оптимізація за допомогою однієї цільової функції не забезпечує комплексного урахування усіх вимог до якості обробленої води. Тому у даному

випадку було реалізовано багатокритеріальну оптимізацію, в парадигмі якої розглядалися два взаємопов'язані критерії оптимізації: частка діоксиду хлору, що прореагував (y_1), та концентрація хлоритів у очищеній воді (y_2). Перший показник необхідно максимізувати, оскільки він характеризує повноту використання окисника та ефективність знезараження. Другий показник, навпаки, підлягає мінімізації, оскільки хлорити є небажаними побічними продуктами, що можуть негативно впливати на якість питної води. Таким чином, оптимізаційна задача набуває багатоцільового характеру з протилежними вимогами до окремих критеріїв. Квадратичні регресійні моделі, отримані за результатами планованого експерименту, дають змогу визначити нелінійні залежності між факторами та відгуками, а також оцінити взаємодію змінних. Подальше застосування методів багатоцільової оптимізації забезпечує знаходження компромісних умов процесу.

Для цілей багатокритеріальної оптимізації було застосовано підхід на основі функції бажаності, який дозволяє поєднати різні критерії в єдиній цільовій функції, що відображає ступінь відповідності процесу бажаним технологічним та санітарно-хімічним характеристикам. Метод з використанням функції бажаності у формі Харрінгтона [Danylkovych A., 2020] полягає у перетворенні кожного часткового відгуку y_i у безрозмірну функцію бажаності d_i , яка приймає значення у діапазоні від 0 до 1. Значення $d_i=0$ відповідає повністю небажаному результату (невиконання технологічних вимог), тоді як $d_i=1$ означає досягнення оптимального рівня показника. Для кожного відгуку визначається індивідуальна функція бажаності залежно від його цільової орієнтації (максимізація або мінімізація). Зокрема, для показника y_1 бажаність зростає зі збільшенням значення функції відгуку, тоді як для y_2 – зменшується в міру наближення концентрації хлоритів до мінімально допустимих рівнів.

Подальше узагальнення часткових функцій бажаності здійснюється шляхом їхнього геометричного усереднення, що дає змогу розрахувати загальну функцію бажаності $D = (d_1 \cdot d_1 \cdot \dots \cdot d_m)^{1/m}$, де m – кількість цільових показників (в даному випадку, $m=2$). Отримане значення узагальненого

показника бажаності D виступає інтегральною оцінкою “якості” процесу за сукупністю критеріїв. Максимізація D дозволяє знайти такі комбінації значень факторів x_1, x_2, x_3, x_4, x_5 , за яких досягається найкращий компроміс між ефективністю знезараження та мінімальним утворенням побічних продуктів.

Графоаналітичний підхід до оптимізації узагальненого критерію бажаності D (рис. 3) у вигляді значної кількості факторів стикається з тими ж проблемами, що і побудова поверхонь відгуку.

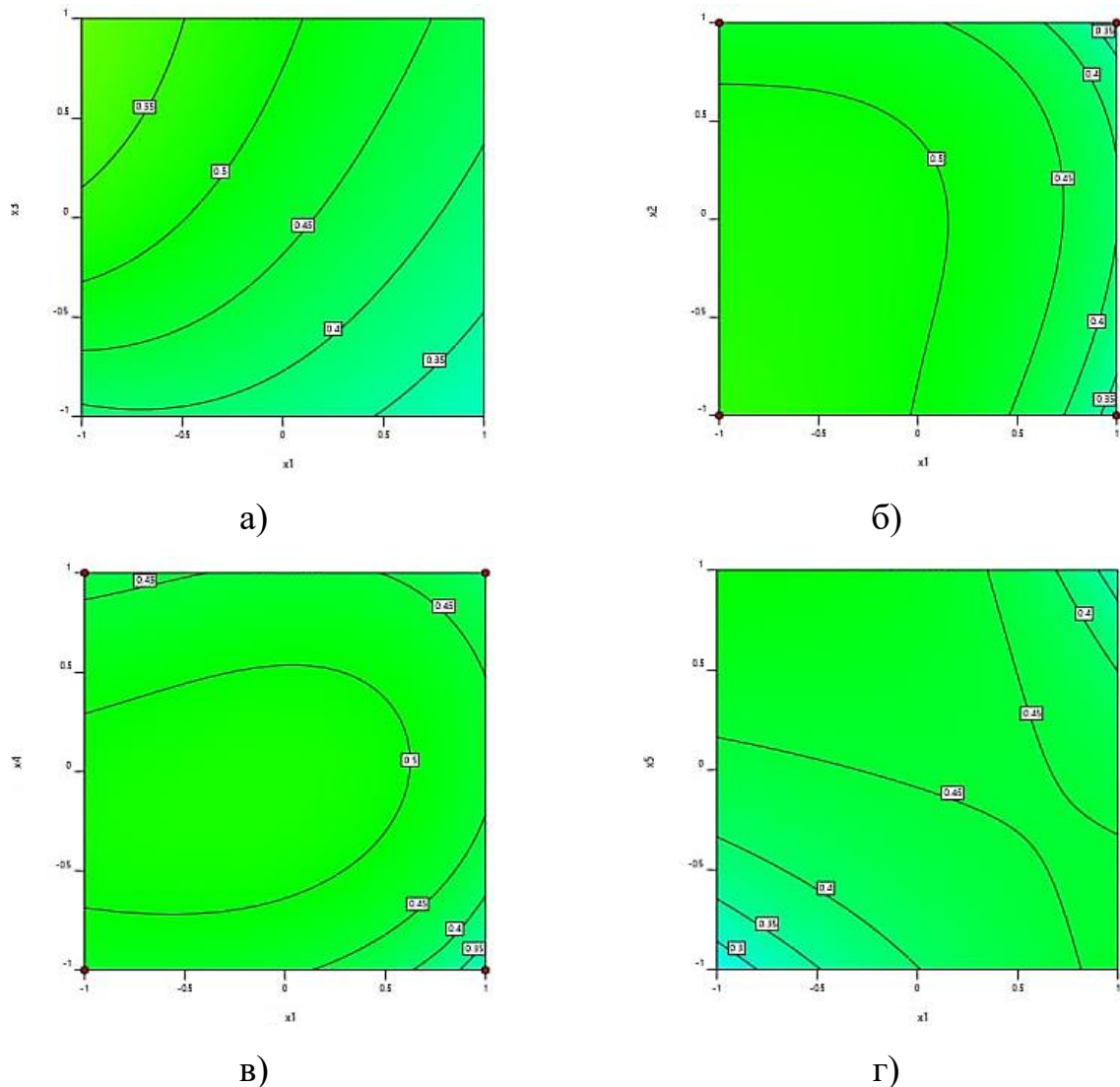


Рис. 3. Графічна інтерпретація узагальненого критерію бажаності при вирішенні задачі багатоцільової оптимізації

Аналогічним чином, візуалізація узагальненого критерію бажаності в даному випадку можлива тільки шляхом побудови графіків лише для двох факторів одночасно, із «фіксуванням» решти факторів на певному рівні. Так,

графік критерію бажаності на рис. 3, а побудовані для факторів x_1 та x_3 шляхом «фіксування» решти факторів: $x_2=1$, $x_4=1$, $x_5=-1$; на рис. 3, б – для факторів x_1 та x_2 при $x_3=-1$, $x_4=-1$, $x_5=1$; на рис. 3, в – для факторів x_1 та x_4 при $x_2=1$, $x_3=-1$, $x_5=1$; на рис. 3, г – для факторів x_1 та x_5 при $x_2=1$, $x_3=0$, $x_4=-1$ і т.д.

Більш ефективним виявився чисельний підхід до пошуку оптимального розв'язку. Для чисельної оптимізації узагальненого критерію бажаності для підвищення ймовірності знаходження глобального екстремуму було використано еволюційні методи пошуку. Результати оптимізації (комбінація факторів, які відповідає найбільшому значенню бажаності для заданих умов) наведено у табл. 2.

Впровадження результатів оптимізації дасть змогу досягти максимальної ефективності знезараження за мінімального утворення хлоритів, що є ключовою задачею при розробленні оптимальних режимів водопідготовки на водопровідних станціях.

Таблиця 2

Пропоновані оптимальні значення технологічних факторів

Технологічний зміст	Кодовані величини		Натуральні величини	
	Познач.	Значення	Познач.	Значення
рН	x_1^*	-1,00	X_1^*	6
Температура, °C	x_2^*	1,00	X_2^*	25
Доза ClO_2 , мг/дм ³	x_3^*	1,00	X_3^*	6
Тривалість контакту, год	x_4^*	0,81	X_4^*	18,2
Загальний органічний вуглець, мг/дм ³	x_5^*	-1,00	X_5^*	10
Бажаність	D	0,598	-	-

Висновки

Описаний вище системний підхід, що базується на моделюванні, відповідає вимогам інтеграції України у європейський науково-технічний простір та стандартів ЄС щодо якості питної води, забезпечуючи надійність та екологічну безпеку вітчизняних водопровідних станцій. Він спрямований на

гарантування дотримання жорстких санітарних норм, зокрема, щодо хлоритів, що особливо важливо в умовах військових ризиків.

Розроблені експериментально-статистичні моделі є науковим підґрунтям для оптимізації режимів дозування ClO_2 , забезпечуючи перехід до «адаптивного» дозування, що дозволяє знизити витрати реагентів та мінімізувати утворення хлоритів. Отримані моделі (в ролі «цифрових близнюків» процесу дезінфекції води) можуть бути основою для розробки автоматизованих систем керування технологічним процесом водоочищення.

Застосування системних підходів для оптимізації досліджуваного об'єкта, функції бажаності у поєднанні з квадратичними моделями RSM забезпечує аналітичну основу для визначення оптимальних технологічних умов процесу. Такий підхід дозволяє перейти від окремих, потенційно конфліктних цілей до узгодженої стратегії керування процесом, спрямованої на досягнення максимального технологічного ефекту при забезпеченні нормативної якості води.

Представлене дослідження було проведено в рамках науково-дослідних проектів «Технологічні засади мінімізації вмісту хлоритів у питній воді після знезараження діоксидом хлору» (номер державної реєстрації: 0125U001784) та «Комп'ютерне моделювання та оптимізація сталих технологічних схем водного господарства» (номер державної реєстрації: 0124U002127).

Список літератури

- Danylkovych, A., Lishchuk, V., & Shakhnovsky, A. (2020). Improvement of structure determining qualitative characteristics of hydrophobized velour. *Fibres and Textiles (Vlákna a textil)*, 27(3), 41–48.
http://vat.ft.tul.cz/2020/3/VaT_2020_3_8.pdf
- Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council on the quality of water intended for human consumption. (2020, December 16).
<https://lawthek.eu/detail/d7a5c23d-6ca3-4a5a-b6a2-96e6fd6264b7/en/SINGLE>

- Korn, C., Andrews, R. C., & Escobar, M. D. (2002). Development of chlorine dioxide-related by-product models for drinking water treatment. *Water Research*, 36(1), 330–342. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00194-4](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00194-4)
- World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. Geneva: World Health Organization. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/69c17edd-ee26-425b-9d34-33799377e886/content>
- Zanetti, M., Godio, A., Gilardi, F., Binetti, R., & Laureri, C. (2008). Chlorine dioxide by-products predictive models for drinking water oxidation treatment. *Water Science & Technology: Water Supply*, 8(3), 331–338.
- Бабієнко, В. В., & Мокієнко, А. В. (2023). *Вода та інфекції. Патогени та їх інактивація: монографія*. Одеса: Прес-кур'єр.
- Бондарчук, О., Шахновський, А., Спасьонова, Л., & Мокієнко, А. (2024). Моніторинг якості води та статистичний аналіз параметрів системи очищення води діоксидом хлору на Дніпровській водопровідній станції. *Herald of Khmelnytskyi National University. Technical Sciences*, 337(32), 395–400. <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2024-337-3-60>
- Міністерство охорони здоров'я України. (2010). *Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» 2.2.4-171–10* (Наказ № 400 від 12 травня 2010 р., зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за № 452/17747). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
- Мокієнко, А. (2025). *Діоксид хлору. Т. 1. Хімія: монографія* (611 с.). https://eprints.oa.edu.ua/id/eprint/9664/1/Dioksyd_hloru_T.1.pdf
- Мокієнко, А. В. (2024). *Актуальні водні проблеми. Інноваційні водні технології: курс лекцій* (378 с.). https://eprints.oa.edu.ua/id/eprint/9457/1/Aktualni_vodni_problemy.pdf

МОДЕЛЮВАННЯ РИЗИК-ОРІЄНТОВАНОГО ЕНЕРГОЕФЕКТИВНОГО УПРАВЛІННЯ СИСТЕМ ТЕХНІЧНОЇ ВОДОПІДГОТОВКИ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Дичко А.О., Національний транспортний університет, Україна, Київ,
aodi@ukr.net

Мінаєва Ю.Ю., Таврійський національний університет імені
В.І. Вернадського, Україна, Київ

Abstract

The study presents a risk management strategy for water treatment and wastewater systems aimed at rational use of resources to minimize potential threats. The main approaches are presented, including transferring risk to other parties, avoiding hazards, reducing their impact, and analyzing consequences with subsequent control. The effectiveness of risk management depends on the correct definition of priorities. Special attention is paid to “intangible risks” - threats that arise due to insufficient knowledge or errors in interaction and remain unnoticed. It is noted that effective risk management requires their identification, analysis and implementation of measures to minimize their impact. It is important to ensure a rational allocation of resources to achieve maximum efficiency.

The developed approach allows analyzing the effectiveness of complex technical systems in emergency situations, and quantitative results can be obtained within the limits of uncertainty arising from the quality of deterministic and statistical information available to researchers, and modeling of all processes specified in the relevant modules allows obtaining alternative solutions by varying state, flow, and auxiliary variables, which makes such an approach quite universal.

Вступ

Сучасна Україна, як і весь світ в цілому, стоїть перед викликами, обумовленими як катастрофами воєнного часу, так і техногенними чи

природними катастрофами: повені, землетруси, торнадо, масштабні аварії на промислових об'єктах тощо не тільки безпосередньо викликають численні жертви і збитки, але й спричиняють порушенню нормального функціонування різнорідних систем, коли проблеми в одній ланці системи можуть викликати часткове погіршення роботи іншої ланки чи низки ланок, або й системи у цілому. Нажаль, чинники, які при цьому можуть вплинути на розвиток подій, не завжди можна передбачити й врахувати і тому моделювання таких подій вряд чи можна забезпечити на кількісному рівні. Але для оперативного реагування на подібні «виклики» з метою пошуку прийнятних управлінських рішень варто все ж таки створити певну віртуальну модель системи з метою вивчення можливих ситуацій та опрацювання відповідних управлінських реакцій.

Управління системами водовідведення та очисними спорудами міських стоків відбувається в умовах обмеженої (неповної) та нечіткої інформації, що впливає на ефективність процесів очищення як з точки зору якості очищення, так і з точки зору витрат реагентів та енергії. Це пов'язане із тим, що показники стічних вод (СВ), які надходять на очисні споруди, не визначаються, як правило, онлайн і, крім того, часто у практиці керування використовуються певні усереднені дані. При цьому регулюючі впливи, спрямовані на досягнення ефективного керування, можуть стати неадекватними поточній ситуації і існує ризик втрати контролю над процесами очищення.

Метою дослідження є застосування інтелектуалізації процесів прийняття рішень при управлінні ефективністю функціонування систем водопідготовки і водовідведення в умовах невизначеності, ризиків та у надзвичайних ситуаціях.

Ризик-орієнтоване управління очисними спорудами

Проблему очищення СВ можна представити у вигляді наступної схеми (рис.1). Під час поводження зі СВ існують ризики неадекватного управління, що обумовлені масштабними природними зливами, надходженням небезпечних мікроорганізмів, аварійними скидами підприємств, скидами нафтопродуктів, а

також неадекватними діями персоналу очисних споруд (ОС) та аваріями на ОС. Крім того, існують ризики неможливості очищення конкретного забруднювача, а також пріоритетність очищення (ПО) певних забруднювачів, причому ПО коригується коефіцієнтом довіри (КД) ефективності очищення саме даного забруднювача, тобто

$$ОПО = ПО * КД, \quad (1)$$

де *ОПО* – оптимальна ПО.

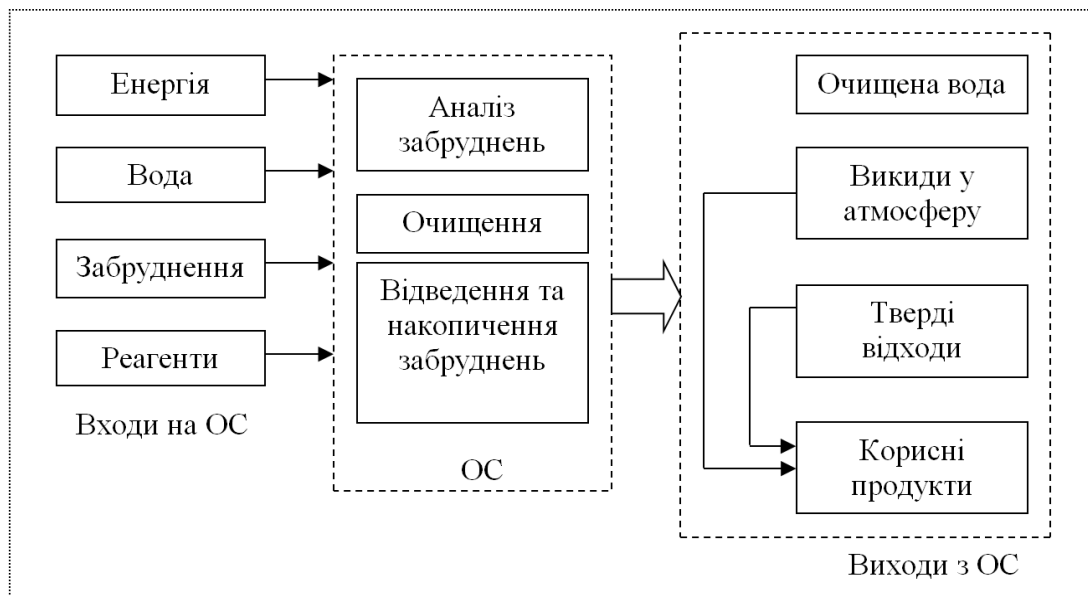


Рис.1. Входи, процедури поводження зі СВ та виходи ОС

Наприклад, ПО очищення стоків від неорганічного меркурію – максимальна ($ПО_{\text{МК}} = 10$), але ефективність його видалення зі стоків складає лише 70% і тому $ОПО_{\text{МК}} = 10 \cdot 0.7 = 7$.

Ризики ефективного функціонування складних технічних систем можна розділити на кілька основних категорій:

- Природні ризики — нестабільність постачання енергії з альтернативних джерел, таких як сонце, вітер чи вода, а також ймовірність екстремальних погодних явищ.
- Техногенні ризики – можливість збоїв у роботі енергетичних перетворювачів, акумуляторних систем та пристроїв для керування енергоспоживанням.

➤ Технологічні ризики - проблеми з постачанням альтернативного палива, порушення технологічних процесів у виробництві енергії з відновлюваних джерел, а також ризик токсичних наслідків таких порушень.

➤ Функціональні ризики – відмови в програмному або інформаційному забезпеченні, які можуть спричинити дискомфорт або знизити ефективність роботи опалювальних систем.

➤ Ризики, пов'язані з людським фактором – помилки чи недоліки в управлінні та експлуатації систем.

Ці ризики ускладнюють розробку чи вибір оптимальної структури тепlopостачання для конкретної будівлі. Більшість цих ризиків добре вивчені, зокрема природні, оскільки кожної географічної зони існує статистика середніх значень сонячної інсоляції, швидкості вітру, водних потоків і частоти природних катастроф. Техногенні та технологічні ризики мають достатньо даних для аналізу. Щодо ризиків, пов'язаних з людським фактором, їх прогнозування складне, але існують способи мінімізувати їхній вплив. Найскладніше завдання – це оцінка комплексного ризику, який враховує взаємодію всіх цих факторів. Як найпростіший варіант пропонується наступна емпірична формула:

$$Rc = \{[\max(R_{Nb} - R_{Ej}) - \min(R_{Tk} - R_{Fl})] + R_H\} / CC \quad (2)$$

де $\max$ та $\min$ – оператори багатозначної логіки, CC – середній коефіцієнт довіри до ризиків, що використовуються під час оцінювання (як правило, $CC \leq 0,8$).

Кожна ситуація, незалежно від того, чи стосується вона оцінювання ступеню забрудненості ареалу водозбору у складній ситуації в умовах нечіткої та неповної інформації, або прийняття рішень, які характеризуються наявністю ризиків, що необхідно враховувати, має справу з такими видами ризиків:

➤ Ризики розробки (помилковий вибір неадекватного напрямку проектування, невдала архітектура або структура, відсутність перспектив подальшого використання розробки);

- Ризики виготовлення (виконання, збирання);
- Ризики функціонування й утримання (забезпечення інформацією, операційне середовище, безпека);

Ризики, що наведені, можуть бути кваліфіковані наступним чином:

- Ризик недооцінки впливу фактору;
- Ризик переоцінення впливу фактору;
- Ризик помилки у визначенні величини конкретного фактору;
- Ризик загальної помилкової оцінки ситуації;
- Ризик помилки у визначенні можливих наслідків (поточних та на перспективу), що обумовлений усіма попередніми ризиками.

Ризик-орієнтований менеджмент передбачає:

- Ідентифікацію ключових показників, які необхідно досягнути;
- Встановлення параметрів або факторів, які впливають на наслідки;
- Визначення факторів, які є ключовими для виникнення ризику;
- Зменшення ймовірності та ціни кожного з ризиків;
- Розробка заходів для послаблення кожного з ключових ризиків;
- Розробка планів управління, які відслідковують динаміку зміни ситуації.

Існують два типи ризик-орієнтованого менеджменту:

- Розглядання проблеми з боку можливих загроз (виявлення кожної загрози, її ймовірності та ціни);
- Розгляд проблеми з боку ефективності досягнення мети (які ключові наслідки мають бути реалізовані, які фактори або параметри можуть вплинути на результат, які ключові фактори впливають на досягнення мети, яка ймовірність і ціна кожного з ризиків).

Для оцінювання ризику необхідно мати уявлення про загрози, які характерні для тих, чи інших факторів в умовах конкретних параметрів операційного середовища, а також відчувати зв'язок між розумінням процесів, що викликають чутливість факторів, релевантну динаміці процесів, та ступенем адекватності, достовірності й однозначності цієї реакції. Цей зв'язок можна

представити як послідовний перехід від одного окремого фактору й одного параметра з одним зв'язком й до складної системи в умовах дії ряду факторів, параметрів та зв'язків, які можна поєднати між собою певними процедурами екстраполяції.

Процедура усвідомлення ризику полягає у виконанні наступних кроків:

- Ідентифікація ризику;
- Ідентифікація можливих наслідків у разі реалізації ризику;
- Оцінювання ймовірності різних можливих наслідків;
- Оцінювання ймовірності мінімізації ризику;
- Оцінювання максимальних наслідків у разі реалізації ризику.

Ефективне функціонування систем водопостачання і водовідведення суттєво залежить від якості інформації, що використовується під час прийняття рішень. Проблеми суттєво зростають, коли обсяги інформації дуже великі, а надходить вона з різних джерел і не завжди уніфікована та оцінена. Проблема ускладнюється ще й у зв'язку із динамічною природою процесів. Усе це ставить питання про необхідність використання методів штучного інтелекту, що спираються на використання баз знань та евристик, підчас оцінювання станів технічних систем та їхньої динаміки [1-2]. Йдеться про поєднання в одному комплексі екологічних і технічних систем та засобів моніторингу станів цих систем з метою передбачення наслідків будь-яких втручань (природних чи техногенних) у їхнє функціонування та створення умов для компенсації або мінімізації зовнішніх впливів з метою забезпечення гомеостазису, тобто підтримки динамічної рівноваги шляхом саморегуляції та властивості зберігати стабільність свого внутрішнього стану.

У складних технічних системах водопостачання та водовідведення має відбуватися гнучке функціонування в умовах непередбачених перешкод (природних та техногенних) та структурних (біологічних) декомпозицій, невизначеності та нечіткості, що у свою чергу, ініціюють необхідність прийняття нестандартних рішень у разі зміни критеріїв ефективності. Саме такі особливості й дозволяють віднести зазначені системи до класу

інтелектуальних, оскільки вони характеризуються наступними (віртуальними) можливостями, притаманними системам з людиною-оператором у контурі управління, при цьому ці можливості реалізуються виключно апаратно-програмними засобами без втручання оператора:

- Здатність самоналагоджування (у тому числі структурного, функціонального);
- Вибір критеріїв оптимізації (у тому числі з точки зору їхнього оцінювання за різними критеріями);
- Оптимізація (структурна, програмна, критеріальна);
- Робастність (структурна, процедурна, інформаційна);
- Здатність перевірки достовірності даних (у тому числі валідація та верифікація моделей);
- Здатність зміни парадигми (у тому числі мети, принципів управління тощо);
- Пошук «вузьких місць» та їхнє усунення («розширення») або компенсація;
- Ризик-орієнтоване управління;
- Фільтрування перешкод;
- Інваріантне управління, у тому числі управління на засадах достовірного передбачення;
- Забезпечення якості управління на підставі відповідних критеріїв (у тому числі шляхом оцінювання та вибору оптимальних критеріїв);
- Відтворення моделі об'єкту (процесу) шляхом ідентифікації моделі з адекватними еталонами);
- Здатність прийняття зважених рішень в умовах неповної та нечіткої інформації.

Оптимальне управління ризиками ґрунтується на збалансованому підході, що дозволяє мінімізувати витрати та одночасно знижувати негативний вплив ризиків.

Основні етапи управління ризиками:

- Виявлення ризиків у конкретній сфері діяльності.
- Розробка стратегії зменшення загроз.
- Визначення соціальних аспектів управління ризиками, включаючи цілі, ідентифікацію зацікавлених сторін, критерії оцінки та обмеження.
- Створення плану заходів та програм для виявлення ризиків.
- Аналіз та оцінка ризиків, які можуть вплинути на процеси.
- Мінімізація ризиків за допомогою доступних ресурсів: технологічних, організаційних та людських.

Ідентифікація ризиків полягає в ідентифікації потенційних загроз, які можуть виникнути під час виконання діяльності. Процес починається з вивчення джерел ризику та можливих проблем.

Аналіз джерел ризиків включає як внутрішні, і зовнішні чинники. Це можуть бути:

- зацікавлені сторони,
- працівники організації,
- природні умови (наприклад, погодні умови у регіоні).

Аналіз проблем ризиків орієнтується на конкретні загрози, такі як:

- фінансові втрати,
- аварії та аварії.

Причинами таких загроз можуть бути дії зацікавлених осіб, клієнтів, державних установ чи юридичних органів.

Методи управління ризиками:

- Уникнення ризиків – відмова від дій, які можуть спричинити загрози.
- Зниження ризиків – зменшення ймовірності чи впливу можливих загроз.
- Відкладення ризиків — ухвалення загроз з метою зменшити їх у майбутньому.
- Передача ризиків – передача відповідальності іншій стороні, наприклад, через страхування.

Ідеальне застосування цих стратегій є малоімовірним, оскільки деякі з них можуть вимагати компромісів, які не завжди підходять для організації або осіб, відповідальних за управління ризиками. Ці стратегії отримали акронім АСАТ (Avoid, Control, Accept or Transfer), що означає Ухилення, Контроль, Прийняття чи Передача.

Зниження ризику полягає у вжитті заходів, спрямованих на зменшення ймовірності чи серйозності можливих втрат. У розробці програмного забезпечення ітераційний підхід дозволяє знижувати ризики завдяки поетапному процесу розробки та тестування, що дозволяє виявляти проблеми на ранніх етапах та уникати великих витрат на їхнє усунення.

Затримка ризику означає ухвалення втрат, коли їх неможливо уникнути. Це може бути самострахування або випадки, коли витрати на страхування для низькоризикових ситуацій перевищують потенційні втрати. Затримка також є ефективною стратегією великих ризиків, таких як катастрофи, де неможливо забезпечити повне страхування або страхові премії занадто високі. Якщо ризик може бути прийнятним, якщо ймовірність великих втрат низька чи якщо вартість страхування значно утрудняє досягнення цілей організації.

Передача ризику полягає в тому, що інша сторона бере на себе відповідальність за ризик через договір або страхову угоду. Страхування є одним із головних інструментів передачі ризику в рамках договору. Іноді у контракті вказується, що ризик передається без необхідності сплати страхової премії, що часто зустрічається під час передачі відповідальності підрядникам. Крім того, компанії, які використовують страхові угоди для управління ризиками, можуть використовувати компенсаційні позиції через похідні фінансові інструменти.

Управління ризиками можна класифікувати за кількома типами. Наприклад, фонди затриманих ризиків фактично відкладають ризик для групи, проте розподіляють його між усіма учасниками. Це відрізняється від традиційного страхування, де премія не розподіляється між учасниками, а втрати покриваються для кожного члена групи. Ще одним способом передачі

ризиків є субпідряд, коли компанія передає частину своїх обов'язків субпідрядникам. Такий підхід дозволяє організації сконцентруватися на розвитку без необхідності вирішувати питання щодо виробництва, управління персоналом або пошуку приміщень для виконання замовлень.

Розробка плану зменшення ризиків включає визначення методів управління чи контрзаходів кожного конкретного ризику. Ці заходи мають бути затверджені лише на рівні управління. План управління ризиками повинен включати ефективні та практичні заходи щодо зниження ризиків. Добре розроблений план також повинен включати програму реалізації цих заходів і визначати відповідальних осіб. Після оцінки ризиків формується план реагування, у якому чітко визначено, як з усіма ідентифікованими ризиками. Зниження ризиків часто передбачає вибір необхідних заходів безпеки, які мають бути зафіксовані в Акті можливості застосування. Цей акт визначає конкретні дії та цілі досягнення запланованих результатів. Послідовне виконання всіх запланованих заходів допомагає максимально знизити ризики. Застосування стратегії страхування передачі ризиків страховим компаніям дозволяє уникнути тих ризиків, які можна позбутися без шкоди з метою організації, зменшити інші і відкласти інші.

Однак план зменшення ризиків не є бездоганним, оскільки досвід і реальні втрати можуть коригувати стратегію управління ризиками. Тому результати аналізу ризиків та плани управління повинні постійно оновлюватися з двох основних причин:

1. Для перевірки, чи залишаються дієвими та ефективними вжиті заходи безпеки.
2. Для оцінки можливих змін у рівнях ризику в умовах бізнес-середовища (наприклад, інформаційні ризики можуть швидко змінюватися через динамічні зміни на ринку).
- 3.

На Рис.2 представлено процес управління ризиками.

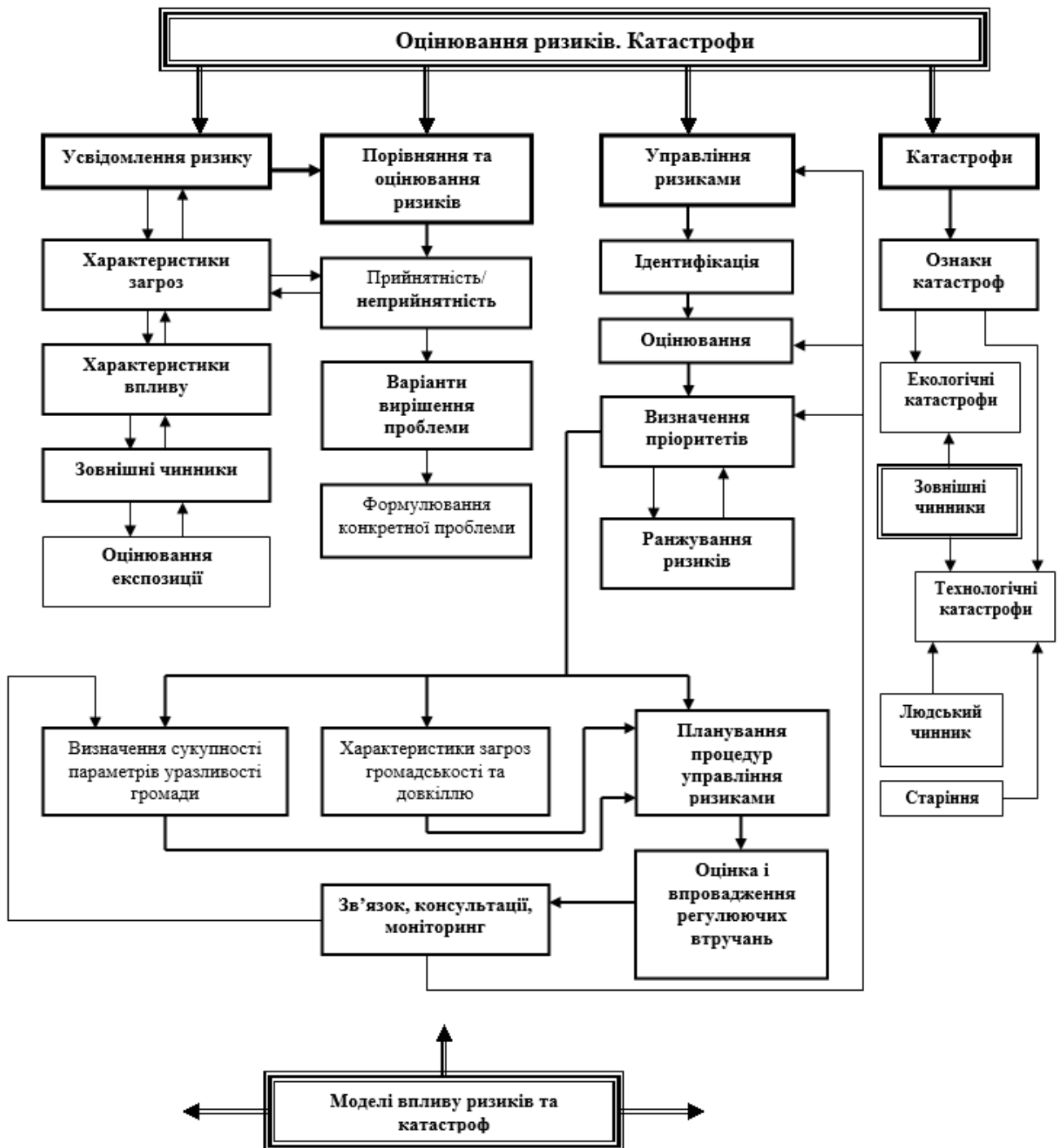


Рис. 2. Інтерактивна карта процесу оцінювання ризиків

Якщо ризики були оцінені і пріоритетні, це може призвести до витрат часу управління ризиками, які навряд чи виникнуть. Занадто велика увага малоймовірним ризикам може відволікати ресурси від пріоритетних завдань. Хоча малоймовірні події можуть статися, якщо їхній ризик низький, краще відкласти їх розгляд і діяти так, ніби цей ризик уже реалізувався. Призначення надмірно високих пріоритетів ризикам під час управлінських процесів може

призвести до того, що проект не буде розпочато або завершено, особливо якщо процес управління ризиками затримує виконання робіт. У той же час важливо розрізняти ризик і невизначеність, оскільки ризик можна виміряти за ймовірністю.

Управління ризиками в корпоративних фінансах включає оцінку, моніторинг і контроль фінансових та операційних ризиків. Ризики зазвичай поділяються на ринкові (цінові), кредитні та операційні, кожного з яких застосовуються окремі методи оцінки. Ризик підприємства – це подія чи обставина, яка може негативно вплинути на його діяльність, ресурси, продукцію, обслуговування клієнтів, взаємодію з ринком та довкіллям, аж до повної руйнації. Він включає такі складові як кредитні ризики, коливання відсоткових ставок, залучення та використання ресурсів комерційних банків, ринкові ризики та операційні.

Кожен можливий ризик може змінити план дій з огляду на його потенційні наслідки (наприклад, у разі заборгованості). Менеджер проекту має оцінити:

- витрати, пов'язані з реалізацією ризику шляхом розрахунку заробітної плати працівників за втрачені години та час на зупинку роботи;
- можливе збільшення часу, пов'язаного з ризиком (спочатку оцінити найбільший ризик і намагатися мінімізувати його якнайшвидше), оскільки варіації з високою ймовірністю та малими збитками можуть бути не еквівалентними;
- можливе збільшення вартості через ризик (визначення пріоритетів для бюджетних ризиків на основі цієї величини).

Ризики проекту або процесу можуть виникати через зміни, викликані як специфічними, так і загальними факторами, що потребують адекватної реакції, включаючи додаткові аналізи для вирішення нових екстремальних ситуацій, які можуть бути значно різними від попередніх. Процес управління ризиками у проектному управлінні складається з кількох важливих етапів:

- Планування управління ризиками проекту, що має охоплювати ризики, пов'язані із завданнями, обов'язками, діяльністю та бюджетом.
- Призначення відповідальної особи за ризики, яка може бути членом команди, а не обов'язково керівником проекту, має вміти прогнозувати потенційні проблеми, підходячи до ситуації із критичним мисленням.
- Ведення бази даних ризиків проекту, де кожен ризик реєструється з важливими атрибутами, такими як дата виявлення, назва, опис, ймовірність, важливість та особа, яка відповідає за вирішення проблеми у встановлений термін.
- Створення анонімного каналу для повідомлень про ризики, що дозволяє учасникам проекту повідомляти про виявлені потенційні ризики.
- Розробка планів зменшення ризиків, що включають чітке визначення дій, які необхідно виконати для мінімізації або уникнення негативних наслідків у разі їх реалізації.
- Оцінка запланованих та реалізованих ризиків, з аналізом ефективності заходів щодо зниження ризиків та витрачених ресурсів на їхнє управління.

Управління ризиками часто передбачає використання методів на основі принципу "вартість/ефективність", що передбачає оцінку варіантів з точки зору витрачених ресурсів та ефективності зменшення наслідків реалізованих загроз. Оскільки неможливо повністю усунути всі ризики через фінансові та практичні обмеження, організації повинні бути готові до залишкових ризиків. Важливим аспектом є планування безперервності бізнесу (ПББ), що фокусується на управлінні наслідками цих залишкових ризиків. Необхідність ПББ стає очевидною, оскільки навіть малоймовірні події можуть статися, якщо цього достатньо часу.

Хоча управління ризиками та ПББ іноді сприймаються як суперечливі чи перехресні процеси, вони тісно взаємопов'язані, та їх поділ умовний. Наприклад, управління ризиками надає необхідні дані для ПББ (активи, оцінки впливу, фінансові прогнози тощо) та здійснює контроль за виявленими ризиками, що важливо для ефективного ПББ. Таким чином, управління

ризиками включає основні аспекти, необхідні для ПББ, яке, у свою чергу, виходить за межі традиційного управління ризиками, оскільки передбачає, що негативні наслідки можуть виникнути на будь-якому етапі проекту чи процесу.

Управління ризиками при водопідготовчій систем теплопостачання

Енергозбереження та підвищення ефективності використання енергоресурсів стали пріоритетними напрямками енергетичної політики багатьох країн, що сприяє досягненню значних економічних досягнень. Наприкінці минулого століття витрати на енергозбереження значно відрізнялися на користь економії порівняно із витратами на видобуток чи закупівлю енергоносіїв. Проте зростання цін на енергоресурси в останні роки ще більше посилює цю різницю.

Для України питання енергоефективності особливо важливе через кілька факторів. Як енергодефіцитна країна, Україна покриває лише 45% своїх потреб у первинних енергоресурсах за рахунок власного виробництва. Значна частина паливно-енергетичного балансу становить природний газ — 41%, що набагато більше, ніж у таких країнах, як США чи Велика Британія, де є великі запаси власного газу.

Україна займає одне із провідних місць серед імпортерів природного газу, закупаючи понад 56 млрд. куб. м, більшість із яких постачається з однієї країни. Це створює серйозні загрози енергетичній та національній безпеці.

Енергоефективність в Україні, зокрема енергоємність валового внутрішнього продукту, значно вища, ніж у розвинених країнах. Це результат технологічної відсталості, неефективної економічної структури та впливу тіньового сектора. Такі умови обмежують конкурентоспроможність національної промисловості та накладають додатковий вантаж на економіку, особливо в умовах зовнішньої енергетичної залежності.

На відміну від розвинених країн, де енергозбереження є невід'ємною частиною економічної та екологічної політики, це питання виживання для

України. За поточного рівня енергоефективності країна не зможе успішно інтегруватися до європейської спільноти.

Неефективне використання енергії та палива має серйозні соціальні наслідки. В Україні багато міст стикаються з нерегулярним водопостачанням, часті відключення електрики стали звичним явищем, а якість теплопостачання часто не відповідає стандартам. Інфраструктура паливно-енергетичного комплексу та комунальних підприємств занепадає, що може призвести до техногенних катастроф.

Енергозбереження є критично важливим для енергетичної безпеки країни, оскільки неефективне використання енергоресурсів потребує імпорту понад 50% цих ресурсів, що створює істотну залежність від зовнішніх постачальників. Потенціал енергозбереження в Україні настільки значний, що його повна реалізація може зрівнятися з усіма обсягами споживаних енергоресурсів, що дозволить значно знизити зовнішню енергетичну залежність.

Енергозбереження є важливим елементом енергетичної стратегії розвитку України, адже воно не лише покращує ефективність роботи паливно-енергетичного комплексу, а й забезпечує сталий розвиток національної економіки через раціональне використання енергетичних ресурсів.

Низька енергоефективність стала однією з основних причин економічних проблем країни. У 90-х роках витрати на енергоресурси у структурі витрат на промислове виробництво зросли майже втричі, досягнувши 42% від загального обсягу витрат. Основною причиною цього стало різке зростання вартості енергоресурсів, що імпортуються. Як результат, частка витрат на енергоресурси у вартості промислової продукції зросла з 6,2% до 18,9% у період між 1990 та 1997 роками, а рентабельність впала з 16,8% до 5,7% у 1997 році, після чого почала поступово відновлюватись.

Зниження рентабельності призвело до відтоку оборотних засобів із економіки. Таким чином, низька енергоефективність стала не лише причиною, а й наслідком економічних кризових явищ.

Основними шляхами підвищення енергоефективності та реалізації потенціалу енергозбереження є технологічна та структурна модернізація економіки, а також створення ефективних економічних, адміністративних та правових механізмів, які сприятимуть зростанню енергоефективності та зниженню енергетичних витрат.

Міжгалузеве енергозбереження є одним із найефективніших і найпотужніших методів значного зниження енергоспоживання з технологічної точки зору. Основні напрямки цього підходу включають:

- впровадження сучасних систем для обліку та контролю споживання енергоресурсів;
- використання вторинних енергетичних ресурсів;
- розробка та впровадження автоматизованих систем управління енергоспоживанням;
- застосування енергоефективних технологій висвітлення;
- інтеграція передових рішень у галузі силової електроніки;
- модернізація систем теплопостачання;
- удосконалення електроприладів у різних сферах.

У рамках цієї програми передбачено низку важливих досліджень:

- розробка наукових підходів та методик оцінки потенціалу енергозбереження та показників енергоефективності на макроекономічному, галузевому та технологічному рівнях;
- науково-технічні розробки для впровадження інформаційних технологій, що дозволяють ефективно враховувати виробництво, транспортування та споживання енергоресурсів;
- створення та впровадження систем для електроосвітлення, силової електроніки та удосконалення систем теплопостачання;
- прогресивні енергозберігаючі технології у таких галузях, як металургія, металообробка, будівництво, електрозварювання та інші суміжні сфери;

- енергозберігаючі заходи у процесах виробництва, транспортування та використання електричної та теплової енергії;
- впровадження нових технологій у видобуток та збагачення вугілля;
- енергозберігаючі технології у видобутку, транспортуванні та споживанні нафти та природного газу;
- енергозберігаючі заходи у житлово-комунальному господарстві та транспорті.

Впровадження прогресивних енергозберігаючих технологій дозволить значно знизити споживання енергоресурсів в Україні та сприятиме досягненню високих стандартів енергоефективності, характерних для провідних країн.

Автономне теплопостачання будівель має низку істотних переваг у порівнянні з централізованою, зокрема, в контексті зниження витрат на енергоресурси, особливо при використанні відновлюваних джерел енергії. Хоча витрати на встановлення такої системи можуть бути значними, вони швидко компенсуються завдяки зменшенню витрат палива. Однак важливо враховувати потенційні ризики, які неможливо повністю усунути, але значно зменшити [4].

При модернізації автоматизованої системи теплопостачання (АСТП) остання повинна бути розроблена так, щоб максимально використовувати альтернативні джерела енергії, підключаючи природний газ, лише якщо альтернативні джерела не здатні підтримувати комфортну температуру в приміщенні або необхідну температуру гарячої води. Крім того, система повинна враховувати зовнішні умови, такі як температура, вологість, швидкість вітру, час доби, день тижня та індивідуальні налаштування користувачів.

Один з можливих варіантів АСТП включає використання сонячних батарей (СБ) і вітрогенераторів (ВГ). Оскільки ці джерела енергії не завжди забезпечують потрібну потужність, отриману електроенергію слід направляти на зарядні пристрої (ЗП) для акумуляторної батареї (АБ), яка живить електронагрівач для підігріву води в теплообміннику (ТО або УК) – Рис.3.

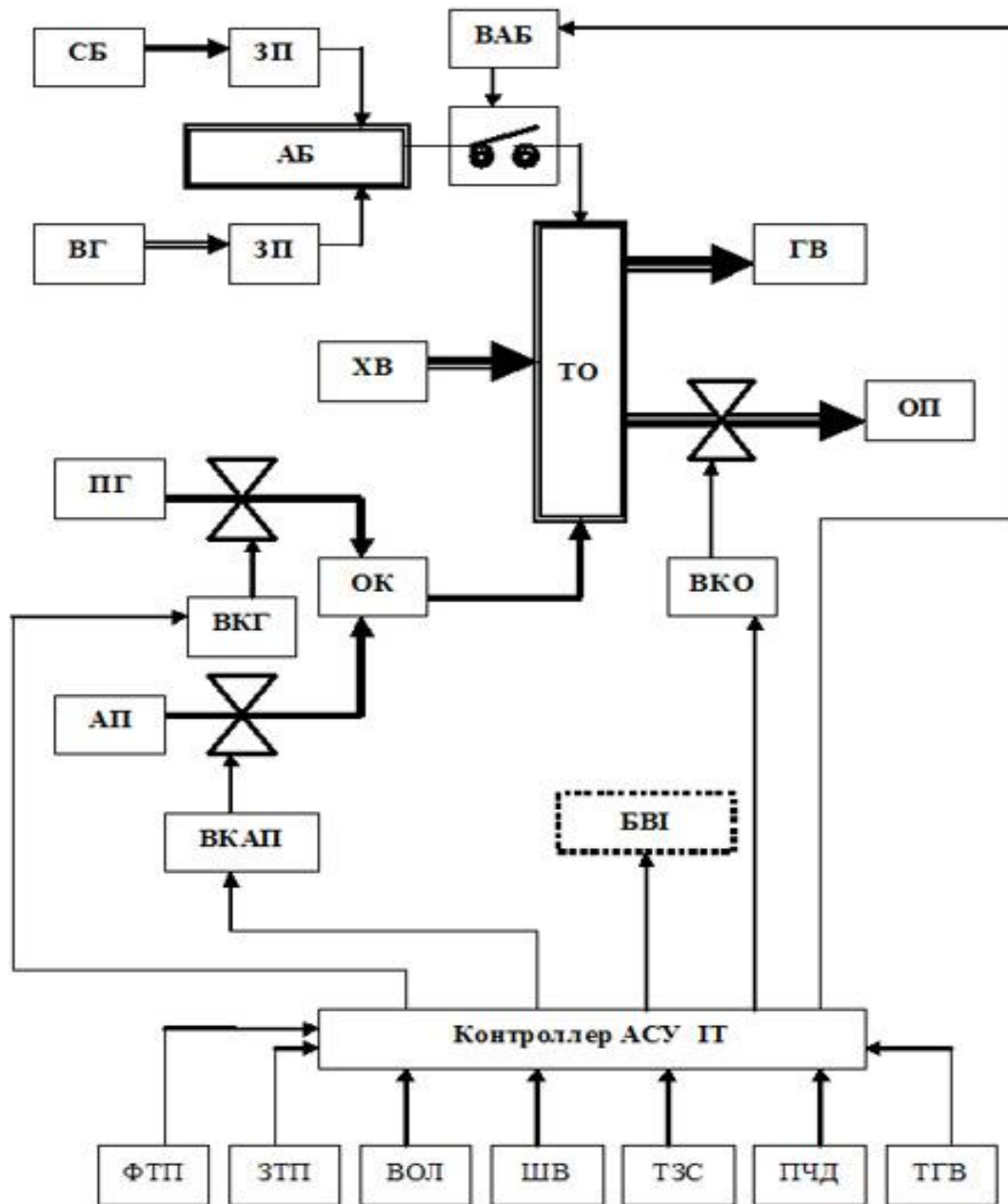


Рис. 3. Блок-схема АСТП

Водночас, система використовує воду, нагріту в опалювальному котлі (ОК). Котел може працювати як на природному газі (ПГ), так і альтернативному паливі (АП). Контролер приймає рішення про включення або вимкнення котла на основі фактичної температури в приміщенні, рівня заряду акумулятора та температури гарячої води. У разі необхідності контролер вимикає опалювальний вентиль. Рішення про включення або відключення котла та виду палива приймає контролер на підставі даних про фактичну температуру (ФТП) у опалювальному приміщенні, ємність акумуляторної

батареї (УАБ) та температуру гарячої води (тГВО). Одночасно контролер також вимикає, у разі необхідності, вентиль опалення ВКО. У вихідному положенні опалювальний котел заблоковано, вентиль на опалення перекритий і подавання альтернативного палива, у разі необхідності, має пріоритет над природним паливом. Тобто, забезпечення тепlopостачання починається з використання лише енергії акумуляторної батареї і тільки у разі невідповідності фактичних температурних параметрів тим, що завдані (ЗТП), починається активізація котла. У разі швидкого похолодання (у тому числі підвищення вологості ВОЛ та наявності вітру ШВ) активується котел як буфер, що забезпечує пікове навантаження.

Евристики, за якими має функціонувати АСТП, наступні:

ЯКЩО ($t_{260} < t_{31}$) ТА ($On=1$) ТА ($Pir=0$), ТО ($PrГ \rightarrow 1$), ІНАКШЕ ($Pur \rightarrow 1$),

ЯКЩО ($t_{2626c} < t_{32}$) ТА ($On=0$) ТА ($Pir=0$) ТА ($U_{AB} > U_{ABmin}$), (3)

ТО ((УК + АБ) $\rightarrow 1$), ІНАКШЕ ($Pir \rightarrow 1$) ТА (ЕГ $\rightarrow 1$),

ЯКЩО ($U_{ШПТ} < U_{AB3min}$) ТА $\{(t_{260} < t_{31}) \text{ АБО } (t_{2626c} < t_{32})\}$, ТО ((УК + АБ) $\rightarrow 1$),

де t_{260} – температура гарячої води у системі опалення;

t_{31} – мінімально припустиме значення $t_{ГВО}$;

$On=1$ – опалення включено;

$Pir=0$ – піролізний генератор відключений;

($PrГ \rightarrow 1$) – подавання природного газу;

($Pir \rightarrow 1$) – включення піролізатору;

$t_{ГВГВс}$ – температура гарячої води у системі гарячого водозабезпечення (ГВЗ);

$On=0$ – опалення відключене;

$U_{AB} > U_{ABmin}$ – напруга на виході акумуляторної батареї (АБ) перевищує мінімально припустиму;

((УК + АБ) $\rightarrow 1$) – підключити утилізаційний котел (УК) до АБ;

($Pir \rightarrow 1$) та (ЕГ $\rightarrow 1$) – включити, відповідно, піролізний та електрогенератор (ЕГ);

ШСС – шина сталого струму;

($U_{ШСС} < U_{AB3min}$) – умови включення УК до ШСС, якщо напруга на виході останньої нижче мінімальної напруги, необхідної для зарядження АБ.

Ідентифікація стану технічних систем за методом еталонів

Інтелектуальні технології управління процесами реалізуються суто технічними та математичними засобами (тобто без втручання оператора) шляхом застосування гнучких апаратних структур типу нейронних мереж, в яких організація інформаційних потоків відбувається, у тому числі, на засадах правдоподібних міркувань та використання результатів теорії нечітких множин, багатозначної логіки, функцій належності та теорії можливостей.

Якщо простір рішень може бути охарактеризований певною нормою або метрикою, а сама нечіткість інформації обумовлена, з одного боку, неповнотою інформації щодо об'єкту (процесу), яка не дозволяє використати адекватну модель (при наявності декількох альтернативних моделей), а з іншого – наявністю перешкод (перекручувань під час вимірювань, дрейфу характеристик, фону тощо) і інших причин погрешностей у визначенні стану об'єкту (процесу), зазначений підхід може бути використаний для вирішення задач ідентифікації стану об'єкту і його динаміки.

Для вирішення задач ідентифікації стану складної технічної системи пропонується використання методу еталонів, який полягає у наступному. Як відомо, головне призначення еталону, яке витікає з його визначення як зразка, критерію, моделі, полягає у тому, що інформація певного типу, що міститься у ньому, служить для оцінки аналогічної інформації в інших об'єктах (процесах), причому ці оцінки можуть бути представлені у вигляді відношень індивідуальної переваги. Якщо, наприклад, існує деяка множина об'єктів M , розподілених між низкою непустих підмножин

$$M = M_1 \cup M_2 \cup \dots, \quad (4)$$

причому $M_i \cap M_j \neq \emptyset$ при $i \neq j$, і в кожному класі M_i зібрано такі елементи з M , які є подібними, однаковими чи еквівалентними, то в кожній підмножині M_i існує ненульова можливість вибору такого елементу x_i серед тих, що там містяться, який може розглядатися за певними умовами та обмеженнями як еталон для будь-якого елементу y , який входить до множини M_i .

Для отримання відношень індивідуальної переваги можна використати або одночасне порівняння усіх елементів (об'єктів) за перевагою, або попарне порівняння. Останнє можна простіше реалізувати, проте воно потребує суттєвих ресурсів у випадку множини великого об'єму і за умов реалізації повних парних порівнянь.

Якщо відношення еквівалентності представити як нечітке бінарне відношення R , тобто як нечітку сукупність упорядкованих пар, а множину об'єктів записати у вигляді $X = \{x\}$ і $Y = \{y\}$, то нечітке відношення з X в Y може бути визначено як нечітка підмножина $X*Y$, що характеризується функцією належності

$$\mu_R(x, y) \in [0, 1], \quad (5)$$

яка кожній парі (x, y) ставить у відповідність ступінь належності $\mu_R(x, y)$ до відношення R .

Якщо множина об'єктів X , що досліджуються, порівнюється з деякою множиною еталонних об'єктів Y , то парні порівняння (x_i, y_i) , де $x_i \in X$ і $y_i \in Y$, будуть результативні у випадку, коли заздалегідь задано відношення S на множині еталонів Y , яке фіксує стан системи еталонних множин, і визначено характер взаємодії (узгодження) F еталонних об'єктів та об'єктів, що досліджуються (відображення X в Y для загального випадку, коли $X \neq Y$). При цьому відношення R на множині об'єктів X , які досліджуються, (або множинами X і Y) характеризує стан системи елементів $x_i \in X$.

На практиці часто виникає задача вибору підмножини «найкращих» відносно переваги R альтернатив з заданої множини X альтернатив, які підлягають оцінці. Ця нечітка підмножина $B(R)$, яка характеризується функцією належності $\mu_{B(R)}(x)$ завжди є непустою.

Якщо вибір здійснюється не з усієї множини X , а з деякої її непустої підмножини A , тоді функція належності, яка визначає нечітку підмножину $B(R)$, може бути визначена з виразу

$$\mu_{B(R)}(x) = \min[A(x), (y)]. \quad (6)$$

Для реалізації методу еталонів, необхідно, у першу чергу, сформувати множину еталонів Y й визначити її структуру, яка характеризується тим чи іншим еталонним відношенням S . Потім слід вибрати тип відношення F між двома множинами X і Y й спосіб його оцінки. Нарешті, визначається на X відношення, що індукційоване еталонним відношенням, і формується вирішуюче правило.

Як еталони можна використати множину $SM = \{sm_{(k)}\}$ альтернативних моделей, кожна з яких моделює зміну стану під впливом тих чи інших чинників стосовно до однієї з можливих ситуацій, які можуть виникнути у довкіллі. Крім того, як еталон можна використати інформацію про реальний стан довкілля, отриману в результаті обробки даних представницьких вибірок в період, що передував початку поточних досліджень. Ця інформація характеризуватиме фонове значення параметру.

На практиці поведінка об'єкту (процесу, системи) може бути описана множиною альтернативних моделей, кожна з яких за певних умов, що взагалі важко ідентифікувати, може бути оптимальною. За таких обставин пропонується звернутися до експертної оцінки наслідків співставлення деякої нечіткої множини $x^{(i)} \in X$, якою є фактично вимірені дані про стан об'єкту (процесу), що контролюється, з рядом еталонів $y^{(i)} \in Y$, за які приймають наслідки моделювання стану того ж об'єкту за допомогою ряду альтернативних моделей. Для цього необхідно в першу чергу визначити структуру сформованої множини еталонів Y , що характеризується тим чи іншим еталонним відношенням. Потім вибирається тип відношення між двома множинами X та Y й засіб його оцінки. Нарешті, визначається на X відношення, що індукується еталонним відношенням, та формується вирішуюче правило.

Уся процедура в цілому реалізується у такій послідовності:

- формується множина $SM = \{sm_{(k)}\}$ альтернативних моделей, про яку відомо, що для кожного конкретного випадку можливо вибрати оптимальну модель $sm_{opt} \in SM$;

- одночасно чи послідовно екстраполюються (за допомогою k моделей) дані, що характеризують стан об'єкту чи процесу, що контролюється, у тих точках $i \in I$, де може бути потім (після закінчення інтервалу екстраполяції) визначено (виміряно) фактичний стан об'єкту (процесу); отримані розподіли згладжуються за допомогою одного й того ж алгоритму згладжування й формуються еталонні множини

$$x_{smk} = \{x_{smki}\}, \quad k \in K. \quad (7)$$

- виконується вимірювання реального стану об'єкту (процесу) у точках $i \in I$; отриманий розподіл згладжується за допомогою алгоритму, що використався раніше при формуванні x_{smk} , й формується нечітка множина $x(r) = \{x(ri)\}$;

- у якості відношення на $x(r)$ та x_{smk} використовується одне й те ж відношення упорядкування $S[x(i)]$, що виходить з однакової для обох множин процедури побудови згладжених (плоских чи просторових) кривих по точечних значеннях x_{smk} та $x(ri)$;

- у якості відношення на $S[x(r)]$ у $S[x(sm_k)]$ приймається нечітка сукупність k упорядкованих пар плоских чи просторових кривих екстрапольованого (за допомогою k моделей) й фактичного розподілів станів (параметрів), що викликають зацікавленість, яка характеризується функцією належності

$$d(k) = d[x(ri); x(sm_k)], \quad k \in K, \quad (8)$$

чи зворотною до неї величиною – метрикою

$$d^{(k)} = \{[(n-1)^{-1}] \{[x(ri) - x(sm_k)]^2\}^{1/2}\}; \quad (9)$$

визначається метрика, що відповідає оптимальній моделі sm_{opt} , наприклад, за допомогою процедури

$$d_{opt}^k = \min\{d^{(1)}, \dots, d^{(k)}\}, \quad (10)$$

- отримана метрика $d_{opt}^{(k)}$ співвідноситься з верхньою (максимально припустимою) межою (мірою) невідповідності еталону d_{max} , наприклад, за допомогою нерівності

$$d_{opt}^{(k)} \leq d_{max}. \quad (11)$$

- у випадку невиконання нерівності (11) визначається належність окремих елементів нечіткої множини k до деякого упорядкованого ансамблю точок, що характеризується значеннями

$$\sup |x(ri) - x(smki)| \leq pd_{opt}^{(k)}, \quad (12)$$

де $p > 1$ - коефіцієнт, пропорційний значенню довірчого інтервалу;

- побудування на основі аналізу результатів співставлень (11) та (12) вирішуючого правила.

Подібний підхід може бути застосований у двох випадках:

- якщо замість однієї точної моделі об'єкту (процесу) використовується множина емпіричних чи напівемпіричних моделей, кожна з яких може найкращим способом зображувати об'єкт (процес) лише при певному наборі зовнішніх факторів, причому цей набір важко (чи неможливо) ідентифікувати та прогнозувати;

- якщо існує множина точних чи квазіточних моделей, що адекватно зображують поведінку об'єкту при різних його внутрішніх станах, в умовах неможливості чи великої складності оперативної ідентифікації цих станів.

У обох випадках необхідною умовою застосування пропонованого підходу є виконання нерівності $t(m) < \tau$, де $t(m)$ - час, що потрібен для формування еталонних множин (тобто для отримання результатів моделювання з використанням альтернативних моделей та їхнього згладжування), τ - час транспортного запізнення та/або час, за який затухають перехідні процеси у системі та здійснюється формування нечіткої множини даних фактичних вимірювань. Для випадку процедурної надмірності величина $t(m)$ становить суму ресурсів, необхідних для формування кожної з альтернативних еталонних множин, тобто

$$t(m) = m \cdot k \quad (13).$$

при використанні принципу структурної надмірності

$$t_m = \max\{t_{m1}, \dots, t_{mK}\} \quad (14).$$

Додатковою умовою ефективності підходу, що пропонується, є використання представницького об'єму I нечіткої множини та, відповідно, об'ємів еталонних множин, що можливе лише при наявності достатньої апіорної інформації про об'єкт (процес).

Висновки

1. Процес управління ризиками при ефективному функціонування систем технічної водопідготовки та водовідведення передбачає їх ідентифікацію, аналіз та розробку заходів щодо мінімізації потенційних загроз. Важливим етапом цього процесу є оцінка наслідків, створення планів реагування та впровадження контрольних систем. Крім того, необхідно забезпечити безперервний моніторинг та здатність систем адаптуватися до нових викликів.

2. Для ефективного управління ризиками та досягнення високої енергоефективності доцільно реалізовувати комплексні програми, що включають раціональне використання ресурсів, модернізацію технологій, автоматизацію управлінських процесів та підвищення екологічної безпеки.

3. Наведений підхід дозволяє аналізувати поведінку (ефективність) будь-яких складних систем у надзвичайних ситуаціях, причому кількісні результати можна отримати в межах невизначеності, які впливають з якості детермінованої та статистичної інформації, що є у розпорядженні дослідників, а моделювання усіх процесів, зазначених у відповідних модулях дозволяє отримувати альтернативні рішення шляхом варіації змінних стану, потоку та допоміжних змінних, що робить подібний підхід достатньо універсальним.

Список літератури

[1] Dychko, A., Remez, N., Yeremeyev, I., & Borovyk, M. (2024, May). Forecasting the risks of man-made and ecological disasters. In *IOP Conference Series*:

Earth and Environmental Science (Vol. 1348, No. 1, p. 012011). IOP Publishing.

- [2] Yermeyev, I., Dychko, A., Kyselov, V., & Zaichenko, S. (2021). Monitoring and management of geoengineering repositories of radioactive waste. *Architecture, Civil Engineering, Environment*, 14(3), 103..
- [3] Дичко А.О., Єремєєв І.С., Ремез Н.С., Барабаш О.В., Мінаєва Ю.Ю. Analysis of risks to the environmental safety of water treatment (2025). *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*, 36 (75), 2.
- [4] Єремєєв І.С., Дичко А.О. (2022). Екологічна природна та техногенна безпека: підручник для ЗВО. Одеса: Видавничий дім «Гельветика», 300.
- [5] Dychko, A., Yermeyev, I., Remez, N., Kraychuk, S., & Ostapchuk, N. (2020). Structural redundancy as robustness assurance of complex geoengineering systems. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 166, p. 11003). EDP Sciences.

ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ СТІЧНИХ ВОД ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ

Мандрик О.М., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, д.т.н., професор кафедри екології, Україна, Івано-Франківськ

Тирлич В.В., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, к.т.н., доцент кафедри фізико-математичних наук, Україна, Івано-Франківськ

Барабан К.І., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, аспірантка кафедри екології, Україна, Івано-Франківськ

Хованець М.Т., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, аспірант кафедри екології, Україна, Івано-Франківськ

Маланюк І.І., Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, аспірант кафедри екології, Україна, Івано-Франківськ

Abstract

During the conducted theoretical and experimental studies, it was established that there are significant spatial fluctuations in the content of chemical elements in wastewater due to the anthropogenic load of the mining complex. This indicates the heterogeneity of pollution sources and the complex nature of such impact. The greatest excess of permissible concentrations was recorded for manganese, potassium, magnesium and calcium, which is due to the leaching of elements from waste heaps and chemical weathering processes. The physicochemical properties of waste heap wastewater were studied, which made it possible to establish the ecological dependence of phytocenosis as the main indicator of the vegetation cover of the waste heap. After all, an increased calcium content was found, which leads to a violation of the acid-base balance (pH), contributes to the processes of alkalization, changes in the physicochemical properties of the soil and, as a result, a decrease in its fertility.

Analysis of the total pollution index (Z_c) allowed us to identify areas with a high level of technogenic load, which require priority environmental protection and reclamation measures. Spatial models of the distribution of elements indicate a direct relationship between the concentration of toxicants in the aquatic environment and the localization of technogenic objects, in particular, tailings dumps.

The obtained research results are important for further planning of environmental protection measures in the territory of mining areas, as they allow us to identify areas with the greatest ecotoxic load and will be used for ecological monitoring of the state of water bodies, forecasting environmental risks, as well as forming a database for decision-making on reclamation and management of water resources quality.

1. Вступ

Сучасні екологічні виклики, пов'язані з інтенсивною діяльністю вугільної промисловості, зумовлюють необхідність наукового осмислення наслідків техногенного навантаження на довкілля. Одним із найбільш небезпечних джерел вторинного забруднення залишаються породні відвали, які є результатом тривалої експлуатації шахт і не піддаються належній рекультивації. Особливої актуальності це питання набуває у Червоноградському гірничопромисловому районі, де відсутність системного підходу до реабілітації порушених територій спричиняє деградацію ґрунтів, забруднення водних ресурсів і втрати біорізноманіття.

На сьогодні спостерігається недостатність ефективних методів інтегрованого екологічного оцінювання стану таких об'єктів. Крім того, питання використання біоіндикаційних та фітомеліоративних підходів для екологічного оцінювання та реабілітації деградованих територій в умовах сьогодення досі недостатньо висвітлене в наукових джерелах. Це зумовлює потребу в удосконаленні існуючих і впровадженні нових методологічних підходів, зокрема із застосуванням геоінформаційних технологій, картографічного аналізу та кореляційно-регресійного моделювання.

Одним із важливих наслідків формування техногенних ландшафтів у межах вугільнодобувних регіонів є поява поверхневих вод та фільтраційних стоків, що контактують із відвальними породами. У процесі інфільтрації атмосферних опадів та фільтрації через масиви відвалів відбувається вилуговування хімічних елементів, зокрема потенційно токсичних металів, що зумовлює зміну гідрохімічного складу стічних вод. Дослідження фізико-хімічних параметрів водного стоку дає змогу виявити ступінь його забруднення, визначити небезпеку для довкілля та оцінити потенційний вплив на ґрунтові й поверхневі води, прилеглі до техногенних об'єктів [1-3].

Актуальність моніторингу вмісту важких металів шахтних поверхневих стічних вод породних відвалів зумовлена відсутністю ефективних стратегій управління якістю водного середовища в гірничопромислових регіонах.

Екологічний моніторинг гідрохімічних показників дозволяє не лише встановити рівень забруднення, але й ідентифікувати джерела надходження токсичних компонентів, що, у свою чергу, є підґрунтям для обґрунтування заходів зі зменшення негативного впливу на довкілля, зокрема при математичному моделюванні таких процесів [4,5]. Проблема очищення шахтних і техногенних вод залишається актуальною, адже більшість існуючих технологій потребують значних ресурсних витрат і не забезпечують належної ефективності у специфічних умовах вугільних басейнів [6].

Стічні води, що утворюються внаслідок фільтрації через відвальні масиви, набувають підвищених концентрацій хімічних компонентів в результаті контакту з сульфатовмісними мінералами, залишками вугілля та іншими гірськими породами. У процесі експлуатації шахт відбувається вивільнення токсичних сполук, які, потрапляючи у водне середовище, формують стійке техногенне забруднення з характерними хімічними ознаками. Саме ці процеси зумовлюють специфічний гідрохімічний склад шахтного дренажу [7,8].

Визначений вміст елементів Fe, Mn, K, Ca та Mg у складі стічних вод території породного відвалу шахти «Межирічанська» зумовлений переважно

геохімічними процесами, що відбуваються в масиві техногенних порід.

Залізо (Fe) потрапляє у водне середовище внаслідок окиснення піриту (FeS_2), що призводить до утворення сірчаної кислоти та розчинних форм заліза. Цей процес є типовим для явища кислотного дренажу шахт. Марганець (Mn) надходить до води через розчинення сульфідних і карбонатних мінералів, зокрема в умовах зниженої кислотності та за участі мікробіологічних процесів. Калій (K) є компонентом глинистих мінералів та польових шпатів і потрапляє у водне середовище внаслідок вивітрювання силікатів. Кальцій (Ca) та магній (Mg) утворюються в результаті вилугування карбонатів (кальциту, доломіту), які широко представлені у складі відвальних порід [9,10].

Наявність цих елементів у воді свідчить про активні процеси мінералогічного розкладу та порушення природного геохімічного балансу техногенно трансформованих ландшафтів [11,12].

Тому метою роботи є визначення фізико-хімічних властивостей стічних вод та їх мінерального складу у зоні впливу досліджуваного терикону Червоноградського гірничопромислового регіону.

2. Матеріали та методи досліджень

Матеріали та об'єкт дослідження.

У межах дослідження техногенних об'єктів, сформованих унаслідок вуглевидобувної діяльності, було ідентифіковано як активні (діючі), так і рекультивовані або занедбані терикони. Значна частина цих техногенних утворень становить потенційне джерело екологічної небезпеки, що зумовлено їхнім нестабільним технічним станом, який з кожним роком погіршується. Серед найтипівіших ризиків відзначаються зсуви схилів, локальне просідання ґрунтів, безконтрольний стік поверхневих і дренажних вод, а також випадки самозаймання породи. Польові та аналітичні дослідження проводились безпосередньо на діючих териконах вугільних шахт, які перебувають під постійним техногенним навантаженням.

Тому об'єктом дослідження є процеси техногенного навантаження териконів Червоноградського гірничопромислового району на екосистему.

Під час польових досліджень та за допомогою програмного забезпечення Google Earth оцінено придатні до рекультивації площі териконів у межах Червоноградського гірничопромислового району, зокрема, шахти «№2 - Червоноградська» та «Межирічанська», що входять до складу ДП «Львіввугілля» і розташовані в межах Червоноградського гірничопромислового району. Терикони, утворені поблизу зазначених шахт, є типовими об'єктами вугільної промисловості Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну, які становлять підвищений рівень екологічної небезпеки через нестабільність техногенних масивів, порушення природного дренажу та низький ступінь рекультивації. Їх вибір зумовлений поєднанням таких чинників, як географічна доступність, контрастність ступеня рекультивації та наявність різних екологічних ризиків, зокрема порушення природного дренажу, нестабільність масивів і низький рівень біологічного відновлення.

Для забезпечення репрезентативності результатів дослідження було застосовано диференційований підхід до вибору ділянок для забору проб: вивчення стічних вод, мікрокліматичних параметрів та просторових характеристик техногенного впливу проводилося на териконі шахти «Межирічанська», який відзначається кращою логістичною доступністю для інструментальних вимірювань та наявністю відкритих дренажних каналів, що дозволяло здійснювати безперервний моніторинг параметрів у природних умовах.

Такий розподіл об'єктів дослідження дозволив максимально повно охопити різні аспекти екологічної оцінки техногенних ландшафтів - від мікросередовищних характеристик до біологічної реакції на вплив субстрату й водночас забезпечити коректність та порівнюваність отриманих результатів.

На території Львівсько-Волинського вугледобуваного басейну сконцентровано значну кількість техногенних утворень, що виникли внаслідок діяльності вугільних шахт, зокрема у Червоноградському районі, де розміщені

об'єкти акумуляції гірничих відходів, включаючи відвали твердих промислових залишків та продукти (рис. 1.1).

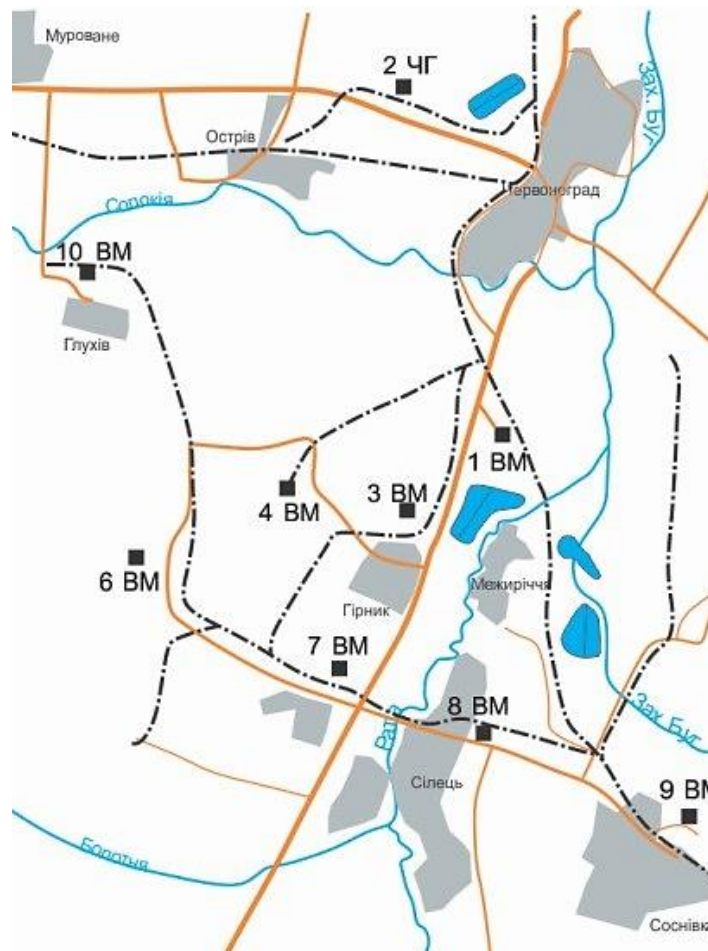


Рис. 1. Карта-схема Червоноградського гірничопромислового району (за Войтович С. П.) [13]

Терикон шахти «Межирічанська», розташований на південний захід від смт. Гірик, є меншим за площею, однак також має високий ступінь техногенного навантаження (рис. 2.3). Значна частина його поверхні зазнала ерозійного розмивання, частково колонізована спонтанною рослинністю, здебільшого представлена різнотрав'ям і піонерними злаковими видами. Тут простежується активне вилужування елементів з гірничої маси, що впливає на хімічний склад дренажних вод.

Терикони представлені відвалами гірських порід, що утворилися внаслідок проходження гірничих виробок та видобутку вугілля.

Геоморфологічні характеристики обох териконів свідчать про високу нестабільність субстратів, схильність до зсувних процесів і складні умови для природного відновлення.

Географічно досліджувана територія розташована у північній частині Львівської області. Рельєф місцевості характеризується хвилястими формами з переважанням техногенних елементів - штучно створених насипів, зокрема териконів, а також тимчасових водовідвідних каналів. Переважна висота териконів становить 18 - 25 метрів. Висота досліджуваних териконів становила більше 20 метрів, що відповідає середнім показникам для подібних об'єктів регіону.

Методика відбору та підготовки проб стічних вод

З метою оцінювання хімічного складу водного середовища, трансформованого під впливом техногенних об'єктів, було здійснено відбір зразків стічних вод у межах терикону шахти «Межирічанська».

Проби відбиралися з поверхневих потоків (відкритого дренажу), що стікали з тіл териконів, а також із техногенних водойм, сформованих у прифутлярних зниженнях поблизу підніжжя.

Розміщення пробозабірних точок здійснювалося за принципом локального дослідження, що передбачає рівномірне зонування території з урахуванням рельєфу, гідрологічних умов та потенційних джерел забруднення. Інтервал між точками відбору становив у середньому 100 - 500 м. [13]. Вибір точок обумовлювався характером гідрологічного потоку, наявністю застійних зон, візуальними ознаками забруднення, а також просторовим розташуванням відносно терикону. Пункти відбору були закріплені GPS-координатами.

Пробовідбір проводився відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-6:2001 "Настанови щодо відбирання проб поверхневих та стоячих вод" та ДСТУ ISO 5667-10:2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод (ISO 5667-10:1992, IDT), які регламентують технічні вимоги до пробозабору, умов консервації, зберігання та

транспортування водних зразків. Методика відбору була узгоджена із загальними положеннями наказу Мінекології України №52 від 14.03.2007, що визначає вимоги до проведення вимірювань у межах державного моніторингу вод .

Вода відбиралася у стерильні поліетиленові пляшки об'ємом 1,5 л, які попередньо промивалися досліджуваною водою безпосередньо на місці. Для кожної проби велися польові журнали, де фіксувались: дата, час, місце, погодні умови, тип джерела, візуальні характеристики (запах, колір, каламутність тощо) (рис. 2.).

Вода була доставлена до лабораторії протягом 24 годин, при цьому забезпечивши її охолодження акумуляторами холоду та термосумкою.



Рис. 2. Відбір та підготовка проб стічних вод у межах об'єкту дослідження

Проведення експериментальних досліджень.

Після відбору зразки стічних вод були передані для подальшого аналітичного дослідження до лабораторії моніторингу вод Західного регіону при Дністровському басейновому управлінні водних ресурсів Державного агентства водних ресурсів України. У цій лабораторії здійснювалося визначення фізико-хімічних показників (рН, електропровідність, жорсткість, мінералізація, вміст сульфатів, хлоридів, фтору, заліза тощо), а також

встановлення концентрацій важких металів, що є потенційно токсичними для ґрунтово-рослинного покриву.

Дослідження у лабораторії виконувалися на сучасному аналітичному приладі атомно-емісійному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою для визначення важких металів (акредитована згідно з європейськими стандартами ISO/IEC 17025:2019) (рис. 3) [14].



Рис.3. Лабораторні дослідження зразків стічних вод та субстратів

Визначення хімічних та фізико-хімічних показників якості води регламентується Постановою Кабінету Міністрів України № 758 від 19.09.2018р.

Пробовідбір стічних териконових вод проводився з урахуванням гідрологічних умов, просторової диференціації та характеру забруднення в межах зони впливу вугільних териконів. Застосування локального методу дослідження та дотримання вимог чинних нормативних документів забезпечили репрезентативність зразків і надійність подальших аналітичних результатів. Відібрані зразки були охолоджені та передані до акредитованої лабораторії з метою визначення фізико-хімічних параметрів та вмісту важких металів, що дозволило нам провести об'єктивне екологічне оцінювання рівня техногенного навантаження досліджуваних вугільних відвалів.

3. Результати та обговорення

Одним із важливих наслідків формування техногенних ландшафтів у межах вугільнодобувних регіонів є поява поверхневих вод та фільтраційних стоків, що контактують із відвальними породами. У процесі інфільтрації атмосферних опадів та фільтрації через масиви відвалів відбувається вилуговування хімічних елементів, зокрема потенційно токсичних металів, що зумовлює зміну гідрохімічного складу стічних вод. Дослідження фізико-хімічних параметрів водного стоку дає змогу виявити ступінь його забруднення, визначити небезпеку для довкілля та оцінити потенційний вплив на ґрунтові й поверхневі води, прилеглі до техногенних об'єктів. Погіршення якості підземних вод робить їх непридатними для використання у питному водопостачанні або сільському господарському зрошенні [1, 10].

Стічні води, що утворюються внаслідок фільтрації через відвальні масиви, набувають підвищених концентрацій хімічних компонентів в результаті контакту з сульфатовмісними мінералами, залишками вугілля та іншими гірськими породами. У процесі експлуатації шахт відбувається вивільнення токсичних сполук, які, потрапляючи у водне середовище, формують стійке техногенне забруднення з характерними хімічними ознаками. Саме ці процеси зумовлюють специфічний гідрохімічний склад шахтного дренажу, що був предметом нашого дослідження [11].

Визначений вміст елементів Fe, Mn, K, Ca та Mg у складі стічних вод території породного відвалу шахти «Межирічанська» зумовлений переважно геохімічними процесами, що відбуваються в масиві техногенних порід.

Залізо (Fe) потрапляє у водне середовище внаслідок окиснення піриту (FeS_2), що призводить до утворення сірчаної кислоти та розчинних форм заліза. Цей процес є типовим для явища кислотного дренажу шахт. Марганець (Mn) надходить до води через розчинення сульфідних і карбонатних мінералів, зокрема в умовах зниженої кислотності та за участі мікробіологічних процесів. Калій (K) є компонентом глинистих мінералів та польових шпатів і потрапляє у водне середовище внаслідок вивітрювання силікатів. Кальцій (Ca) та магній

(Mg) утворюються в результаті вилуговування карбонатів (кальциту, доломіту), які широко представлені у складі відвальних порід [1, 12].

Наявність цих елементів у воді свідчить про активні процеси мінералогічного розкладу та порушення природного геохімічного балансу техногенно трансформованих ландшафтів [2,14].

Для з'ясування напрямків міграції забруднюючих речовин у межах техногенного об'єкта було здійснено локальний аналіз гідрохімічного складу стічних вод, сформованих на схилах породного відвалу шахти «Межирічанська».

Екологічне оцінювання якості стічних вод здійснювалось шляхом відбору проб на визначених геоекологічних полігонах (рис.3), а також з урахуванням аналітичних даних.



Рис.3. Карта локалізації точок відбору проб стічних вод у межах досліджуваної території

Оскільки відбір проб проводився на чотирьох основних точках терикону, на північній, південній, західній та східній, це дало змогу нам отримати повну картину просторового розподілу токсичних елементів безпосередньо в межах відвалу. Такий підхід дозволив оцінити вплив морфології об'єкта (висоти, напрямку схилів, орієнтації до переважаючих вітрів, напрямку дренажу) на характер розповсюдження забруднення. Отримані результати дають можливість

виявити ділянки з найбільшим навантаженням та потенційною небезпекою для довкілля, що є важливим з огляду на планування пріоритетних рекультиваційних заходів (рис. 4).

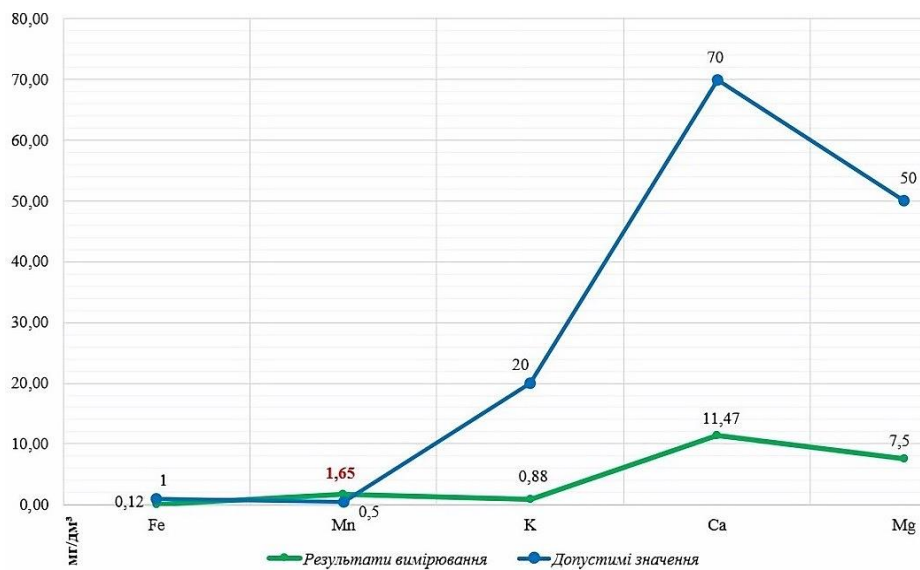


Рис. 4. Вміст макроелементів у стічних водах північного схилу відвалу шахти

На північному схилі терикону фіксуються помірні концентрації досліджених елементів. Незначне перевищення допустимого рівня спостерігається лише для марганцю (Mn), вміст якого становить 1,65 мг/дм³ при ГДК 0,1 мг/дм³. Інші елементи, зокрема Fe, K, Ca та Mg, залишаються в межах допустимих значень або близько до них. Загалом, гідрохімічна ситуація на цій ділянці є найменш напруженою серед усіх досліджених сторін.

На південному схилі спостерігається підвищене забруднення стічних вод порівняно з іншими напрямками (рис. 5).

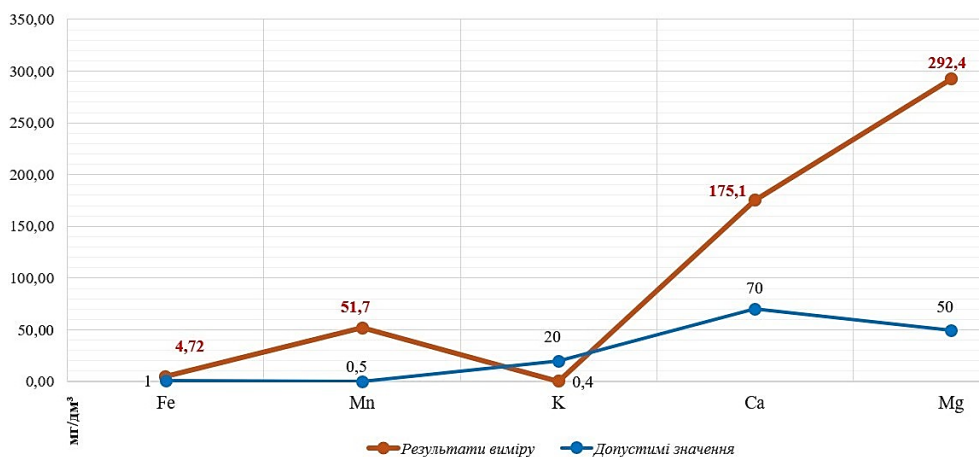


Рис. 5. Вміст макроелементів у стічних водах південного схилу відвалу шахти

Найбільше перевищення зафіксовано для марганцю (Mn) - 8,2 мг/дм³ при допустимій нормі 0,1 мг/дм³. Значний вміст кальцію (Ca) - 91,2 мг/дм³ також перевищує гранично допустиме значення (25 - 75 мг/дм³). Інші елементи, зокрема Mg та Fe, є у межах допустимих концентрацій, хоча їхні значення також вищі, ніж на північному боці. Загалом, південний схил характеризується вищим рівнем хімічного навантаження, що може бути пов'язано з особливостями водовідведення та напрямком природного стоку.

На східному схилі спостерігається виражене перевищення допустимих концентрацій низки макроелементів (рис. 6).

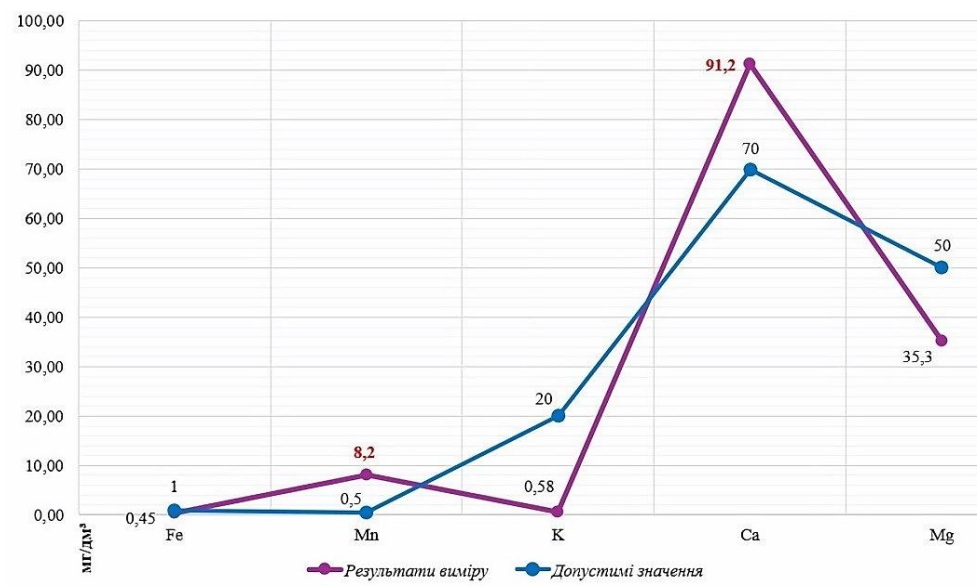


Рис.6. Вміст макроелементів у стічних водах східного схилу відвалу

Найвищу екологічну небезпеку становить марганець (Mn) - 102,5 мг/дм³ при ГДК 0,1 - 0,5 мг/дм³, що понад 200 разів перевищує норму. Також фіксується перевищення для кальцію (Ca) — 103,4 мг/дм³, магнію (Mg) - 190,1 мг/дм³ та калію (K) - 14,2 мг/дм³, що вказує на значну інтенсивність хімічних процесів вилугування. Вміст заліза (Fe) та інших елементів також є підвищеним. Такий рівень забруднення може бути пов'язаний з особливостями орієнтації схилу, напрямком поверхневого стоку та більшою глибиною проникнення води у відвальні маси. На західному схилі зафіксовано найвищі концентрації серед усіх досліджених ділянок (рис. 7).

Особливо значні перевищення спостерігаються для кальцію (Ca) - 278,5 мг/дм³ та магнію (Mg) - 333,2 мг/дм³. Також перевищено допустимий рівень

марганцю (Mn), який становить 59,3 мг/дм³ при нормі 0,5 мг/дм³, що свідчить про надзвичайно високе техногенне навантаження. Навіть калій (K), який на інших ділянках мав незначні концентрації, тут досягає 8,9 мг/дм³.

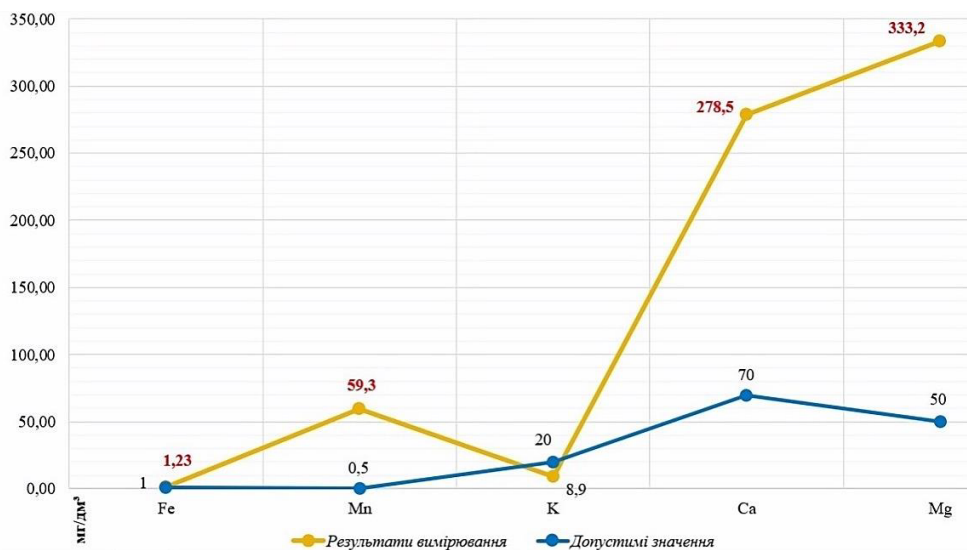


Рис.7. Вміст макроелементів у стічних водах західного схилу відвалу

Ці показники вказують на інтенсивні процеси вилугування з відвальних порід, що можуть бути зумовлені морфологічною будовою відвалу, концентрацією водостоку та ступенем розкриття мінералів.

Результати порівняльного аналізу гідрохімічного складу стічних вод, відібраних з різних боків породного відвалу, засвідчили виразну просторову неоднорідність забруднення. Найменш навантаженою за вмістом розчинених хімічних елементів виявилася північна частина терикону, де переважна більшість показників залишалася в межах допустимих концентрацій. Це може бути пов'язано з особливостями рельєфу, зменшеним впливом водного стоку та меншою глибиною дренажу [15, 16].

Натомість південний, західний та особливо східний схили характеризуються значним збагаченням водного компоненту макроелементами, що свідчить про активні процеси вилугування з мінералів відвальних порід.

Східна частина терикону вирізняється найвищим ступенем забруднення, де зафіксовано комплексне підвищення концентрацій одразу кількох елементів, що може свідчити про накопичення техногенного дренажу та несприятливі

гідрогеологічні умови. Така асиметрія у забрудненні підтверджує залежність інтенсивності хімічного навантаження від морфологічної будови терикону, напрямків поверхневого стоку та, ймовірно, орографічних особливостей місцевості.

На основі результатів відбору проб стічних вод у межах дослідних ділянок було проведено розрахунки фоновому вмісту хімічних елементів, що дало змогу встановити природні концентрації та порівняти їх із фактичними рівнями забруднення. У таблицях нижче подано значення фоновому вмісту для кожного з досліджуваних елементів (табл. 1).

Для візуалізації просторового розподілу концентрацій забруднюючих речовин у стічних водах було створено серію тематичних карт, які відображають поширення окремих хімічних елементів у межах досліджуваних ділянок [1, 17].

Таблиця 1

Розрахунки фоновому вмісту (Сф) марганцю (Mn)
у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
0,8	5,1	45
1,1	5,5	45,1
1,2	5,6	45,9
1,65	8,2	51,7
1,65	10,4	59,3
1,65	13,4	89,2
1,65	23	
1,8	25,7	
2,1	32,1	
2,3		
2,4		
3,2		
4,56		
ік=2,004615	ік=14,33333	ік=56,03333

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 10,75889

Аномальний вміст (Са) = 32,27667

Ізоконцентрати (ік) для карти = $0,8 - 2 - 10,7 - 14,3 - 32,27 - 56 - 89,2$
мін фон Аномалія мах

Побудова карт просторового розподілу хімічних елементів у стічних водах здійснювалась із використанням системи ГІС-аналізу. Візуалізація даних здійснена з урахуванням фоновому значення Mn ($10,7 \text{ мг/дм}^3$) та порогових рівнів аномалій, що дозволяє оцінити ступінь техногенного навантаження (рис. 9).

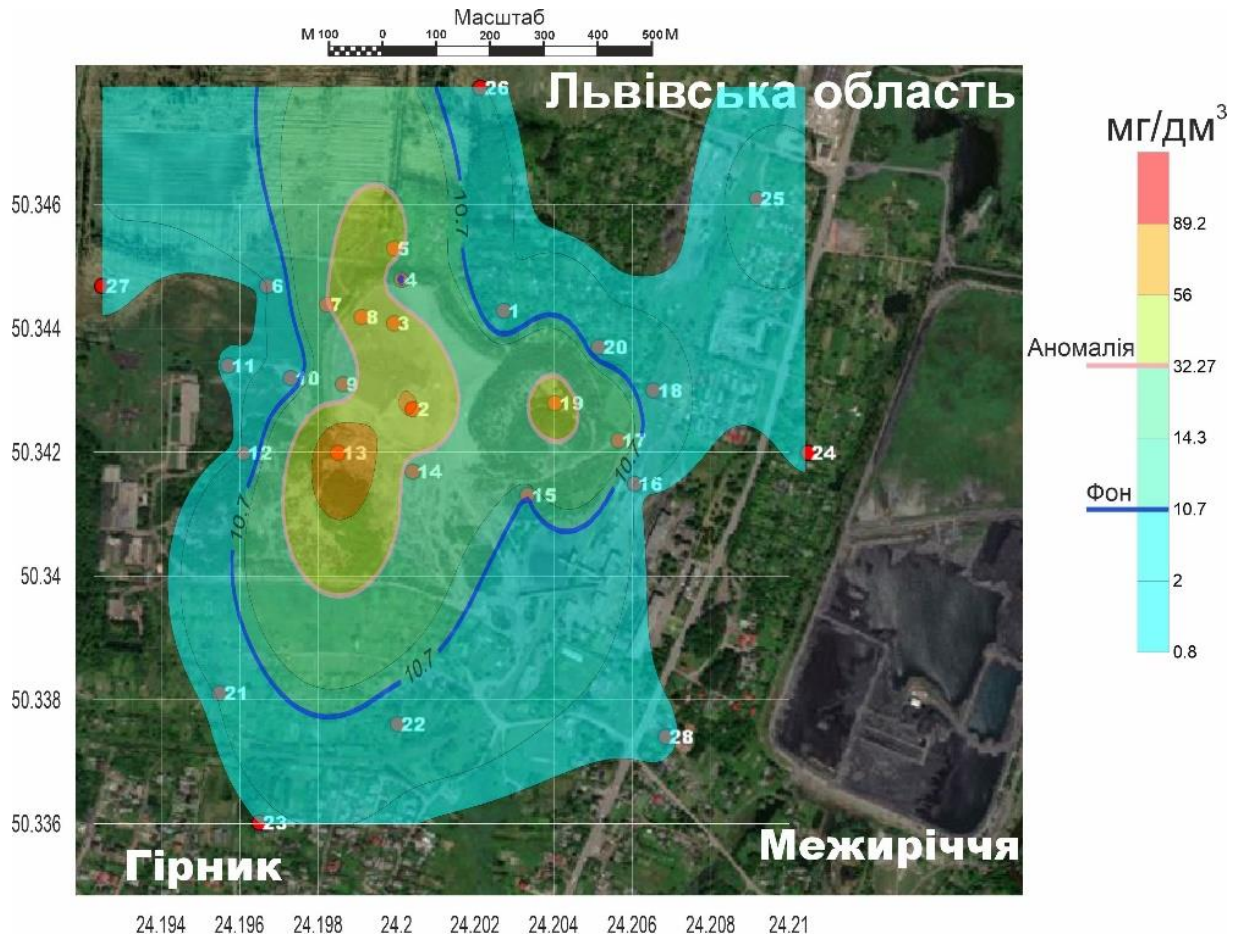


Рис.9. Просторовий розподіл марганцю (Mn) у стічних водах терикону

Ізолінії відображають градацію вмісту марганцю у водному середовищі: від фоновому рівня до значних концентрацій, які перевищують аномальний поріг ($32,27 \text{ мг/дм}^3$), досягаючи критичних значень - понад 89 мг/дм^3 у найбільш забруднених зонах. Такий рівень свідчить про активну міграцію металу з породного відвалу в поверхневі води, що може становити небезпеку для місцевих екосистем і потребує подальшого моніторингу та планування заходів екологічної безпеки.

Наступним елементом був калій (K), як один із показників мінералізації водного середовища та еколого-геохімічного навантаження (табл. 2).

Таблиця 2

Розрахунки фонового вмісту (Сф) калію (К)
 у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
0,23	2,3	7,1
0,3	2,81	8,9
0,4	3,2	9,1
0,45	3,9	9,2
0,45	4,78	
0,5		
0,55		
0,56		
0,57		
0,58		
0,58		
0,7		
0,7		
0,78		
0,88		
0,88		
0,88		
0,88		
0,9		
ік=0,619474	ік=3,398	ік=8,57

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 1,230556

Аномальний вміст (Са) = 3,691667

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{0,23 - 0,619474 - 1,23 - 3,398 - 3,69 - 8,57 - 9,2}{\text{мін} \quad \text{фон} \quad \text{Аномалія} \quad \text{мах}}$

Просторовий розподіл концентрацій калію у стічних водах досліджуваної території представлено на карті та відображає ступінь забруднення та можливі напрямки його міграції (рис. 10).

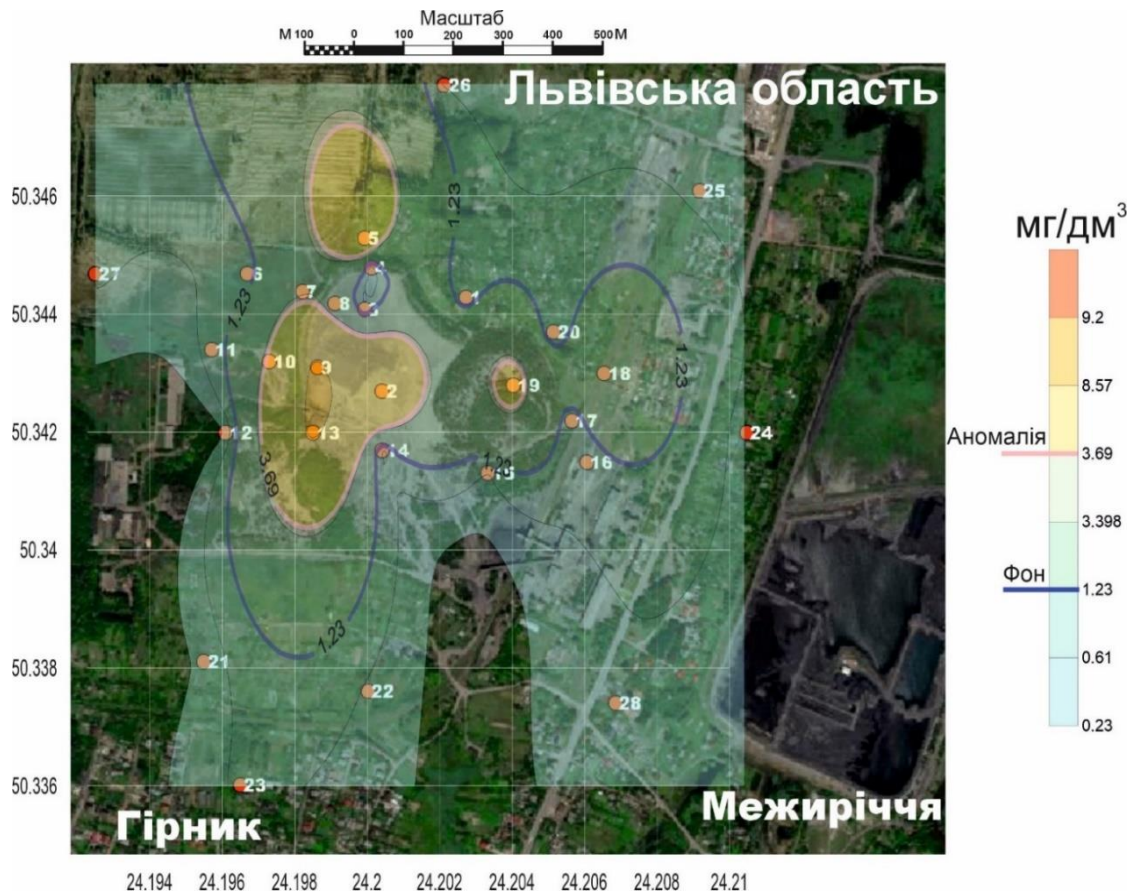


Рис.10. Просторовий розподіл калію (К) у стічних водах терикону

На карті чітко виділяються ділянки, де концентрації калію перевищують регіональний фон (1,23 мг/дм³), досягаючи значень 8,57–9,2 мг/дм³, що свідчить про формування локальних техногенних аномалій. Просторове накладання результатів на супутникове зображення дозволяє точно визначити географічне розташування забруднених зон та потенційні шляхи міграції елемента.

Наступним елементом оцінювання у складі стічних вод є магній (Mg), для якого також проведено розрахунок фонового вмісту з метою визначення рівня можливих відхилень та виявлення аномальних концентрацій (табл. 3).

Найвищі концентрації Mg виявлено в центральній та північно-східній частинах досліджуваної території, де вони перевищують порогові значення аномальності (223,4 мг/дм³), що свідчить про техногенне навантаження внаслідок гідродинамічної міграції забруднювачів з породного відвалу.

Таблиця 3

Розрахунки фонового вмісту (Сф) магнію (Mg)
 у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³			
7,5	33,1	73,1	195,23
7,5	34,9	104,8	210,34
7,5	35,3	134,59	255,9
7,5	35,6	134,9	290,5
28	38		294,4
30	40		333,2
	40		450
	45,2		
	50		
	50		
	55,67		
ік=14,6	41,61	111,84	289,93

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) =74,48

Аномальний вміст (Са) =223,4

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\frac{7,5 - 41,61 - 74,48 - 223,4 - 289,93 - 450}{\text{мін} \quad \text{фон} \quad \text{Аномалія} \quad \text{мах}}$

У південно-західному та південно-східному секторах території концентрації наближаються до фонового рівня (74,48 мг/дм³), що вказує на відносно незначний техногенний вплив у цих зонах. Локальні аномалії пов'язані з фільтраційними потоками, які транспортують розчинені іони з тіл териконів у напрямку прилягаючих урбанізованих і природних територій (рис. 11).



Рис.11. Просторовий розподіл магнію (Mg) у стічних водах терикону

Наступний розрахунок фонового вмісту кальцію (Ca) у стічних водах проведено відповідно до загальної методики з урахуванням природного геохімічного фону території та особливостей просторового розподілу концентрацій елемента у межах зони впливу терикону (табл. 3.8).

Фон (Сф) (14 проби із 41, тобто 2/3 або 66,6%) = 64,9

Аномальний вміст (Ca) = 194,75

Ізоконцентрати (ік) для карти = $\underset{\text{мін}}{11,47} - \underset{\text{фон}}{18,65} - \underset{\text{фон}}{64,9} - \underset{\text{Аномалія}}{193,4} - \underset{\text{мак}}{194,75} - 278,5$

Просторовий розподіл кальцію (Ca) у стічних водах досліджуваного терикону характеризується переважним зосередженням підвищених концентрацій у центральній частині території, що прилягає до терикону. Значення кальцію в окремих точках перевищують пороговий рівень аномалії, що свідчить про ймовірний техногенний вплив шахтних порід на водне середовище. Водночас на периферії досліджуваної ділянки фіксується зниження концентрації Ca, що вказує на розсіювання в напрямку від джерела.

Таблиця 4

Розрахунки фонового вмісту (Сф) кальцію (Са)
 у досліджуваних пробах стічних вод

Інтервали вмісту, мг/дм ³		
11,47	45,2	167
11,47	59,4	167,3
11,47	90,3	168,6
11,47	91,2	175,1
15	111,7	203,92
18	125,9	278,5
20	132,1	
20,4	145,45	
21		
22		
23		
23,9		
25		
27		
ік=18,65	ік=100,15	ік=193,4

Підвищені концентрації кальцію (Са) у стічних водах виявлені у безпосередній близькості до терикону, можуть бути зумовлені вимиванням легкорозчинних сполук кальцію з порід відвалу, особливо в умовах опадів або високого рівня інфільтрації атмосферної вологи. Зокрема, кальцій може мігрувати у формі карбонатів, сульфатів чи хлоридів, що часто зустрічаються в осадових породах, які формують терикон [18].

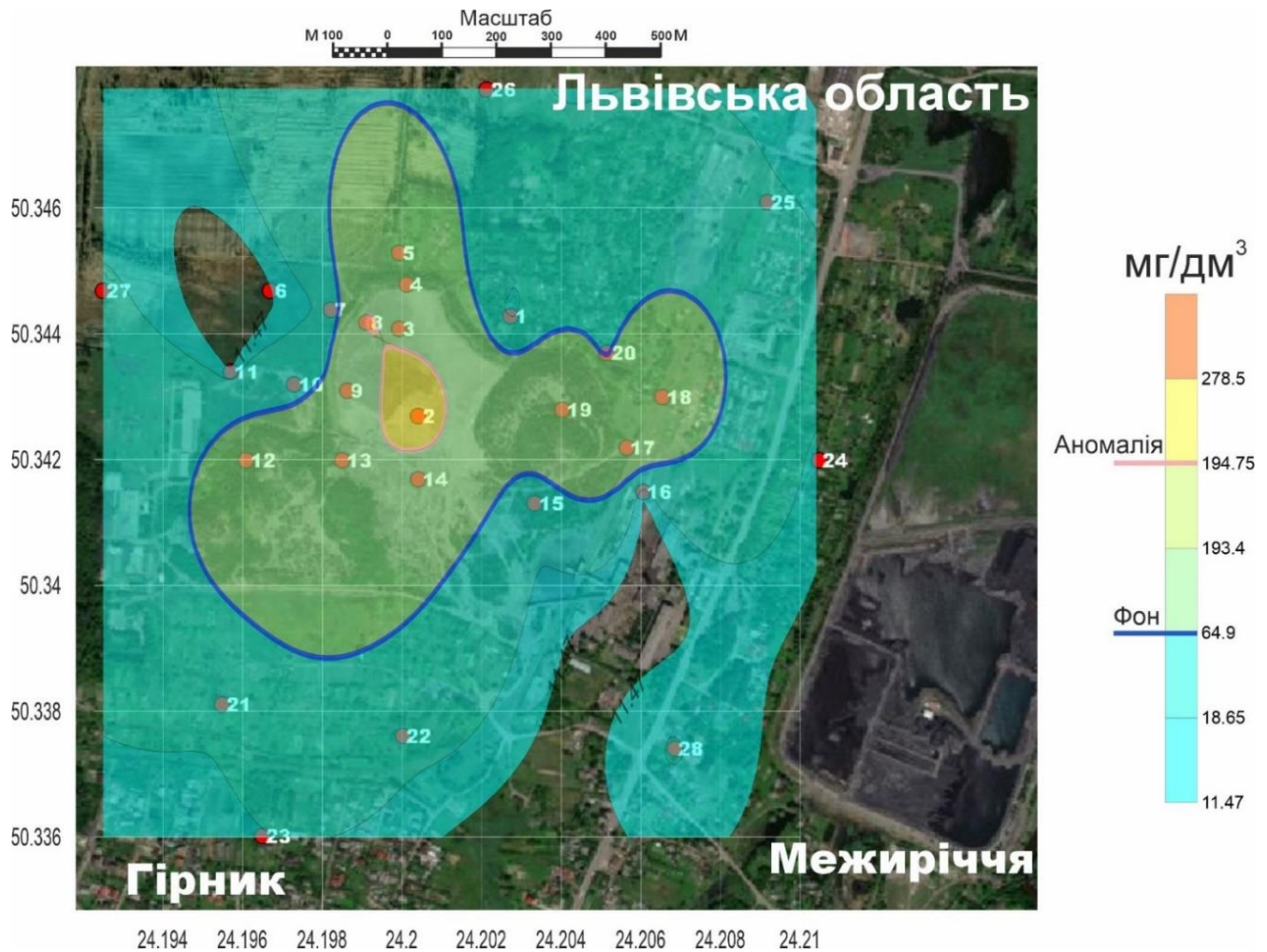


Рис.12. Просторовий розподіл кальцію (Са) у стічних водах терикону

Перевищення вмісту кальцію може мати низку негативних наслідків, що проявляються на різних рівнях екосистемного функціонування та впливають на здоров'я людини. У водних екосистемах надмірна концентрація Са призводить до порушення кислотно-лужного балансу (рН), що, у свою чергу, може спричинити негативні зміни у життєдіяльності гідробіонтів [19].

На основі отриманих даних побудована картосхема сумарного показника забруднення стічних вод шахти «Межирічанська», що дозволяє оцінити загальне техногенне навантаження за сукупністю вмісту кількох пріоритетних хімічних елементів (рис. 13).

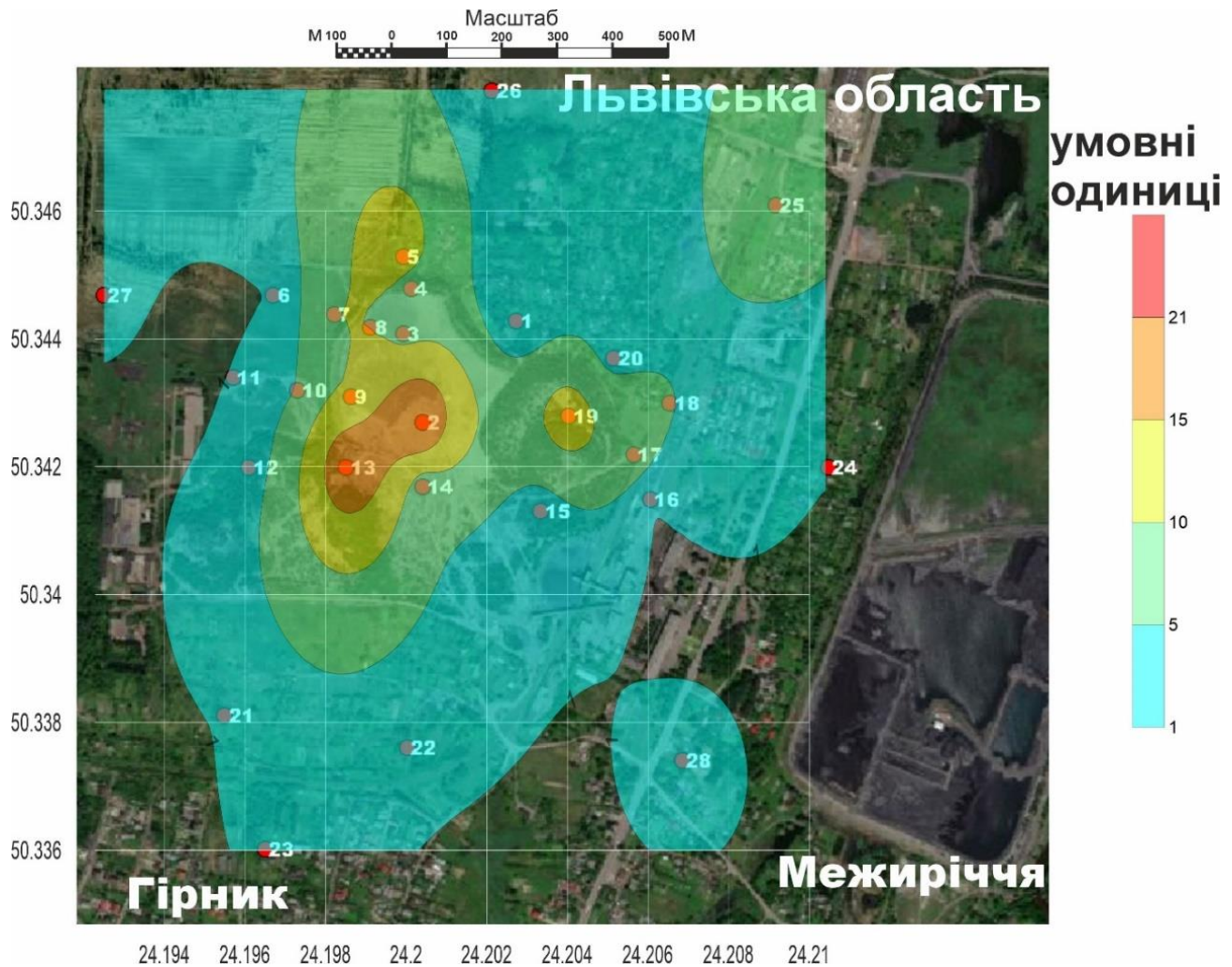


Рис. 13. Сумарний показник забруднення стічних вод

Висновки

Отже, у ході досліджень встановлено наявність значних просторових коливань у вмісті хімічних елементів у стічних водах, що свідчить про неоднорідність джерел забруднення та складний характер їхнього впливу. Найбільше перевищення фонового рівня та допустимих концентрацій зафіксовано для марганцю, калію, магнію та кальцію, що може бути зумовлено вимиванням елементів із породних відвалів та процесами хімічного вивітрювання.

Аналіз сумарного показника забруднення (Z_c) дозволив виявити зони з високим рівнем техногенного навантаження, які потребують першочергових природоохоронних та рекультиваційних заходів. Просторові моделі поширення

елементів вказують на прямий зв'язок між концентрацією токсикантів у водному середовищі та локалізацією техногенних об'єктів, зокрема териконів.

Таким чином, отримані результати досліджень є важливими для подальшого планування природоохоронних заходів на території Червоноградського гірничопромислового району, оскільки дозволяють ідентифікувати ділянки з найбільшим екотоксичним навантаженням та будуть використовуватися для екологічного моніторингу стану водних об'єктів, прогнозування екологічних ризиків, а також формування бази даних для прийняття рішень щодо рекультивації та управління якістю водних ресурсів.

Список літератури

- [1] Барабан К. І. Екологічне оцінювання вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району. Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 Екологія. Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, Івано-Франківськ, 2025, <http://elar.nung.edu.ua/handle/123456789/9711>.
- [2] Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Аналіз моніторингу важких металів у шахтних водах гірничопромислових районах Львівсько-Волинського вугільного басейну (на прикладі шахти Межирічанська ДП «Львіввугілля» м. Червоноград). *Науково-практичний журнал Екологічні науки*, №6 (57), 2024, с. 127- 133, ISSN: 2664-6110 (Online), <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2024/6/21.pdf>.
- [3] Мандрик О., Барабан К. Геоінформаційні підходи екологічного оцінювання вугільних відвалів. Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни : колективна монографія / за заг. ред. В. В. Поповича, В. О. Сергієнка, Н. О. Іванченко. Львів : ЛДУБЖД, 2025. С. 315–331. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.21>
- [4] Mandryk, O., Olijnyk, A., Khovanets, M., Tuts, I., Karpinskyi, B. Mathematical model of the ecological process on the basis of ordinary differential equations.

18th International Scientific Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment Monitoring 2025 Open source preview, 2025 DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2025510118>.

- [5] Засідко І.Б., Полутренко М.С., Мандрик О.М. Використання цеоліту і антрациту для очищення природних та стічних вод від йонів важких металів- Наукові нотатки, 2019, с.80-86. <https://dntb.gov.ua>.
- [6] Мандрик О.М, Стах М.О. - Якість води у водоймах басейну річки Дністер в сучасних умовах водокористування. Міжнародна науково-практична конференція за участю молодих науковців «ГАЛУЗЕВІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ – 2022» 27 .10. 2022, Харків, с.144-146. <https://dspace.khadi.kharkov.ua/server/api/core/bitstreams/856ef5c1-e8d6-462b-b494-94078f38aa61/content> .
- [7] Mandryk, O., Pukish, A., Zelmanovych, A. Formation peculiarities of physical and chemical composition of highly mineralized edge water. Mining of Mineral Deposits Open source preview, 2017, 11(1), pp. 72–79. DOI: <https://doi.org/10.15407/mining11.01.072> .
- [8] Павличенко А.В. Дослідження екологічних наслідків розміщення вугледобувних підприємств у навколишньому середовищі / А.В. Павличенко, А.А. Коваленко. [Електронний ре- сурс]. – Доступний з <http://rr.nmu.org.ua/pdf/2014/20140926-68.pdf>
- [9] Popovych V., Voloshchyshyn A., Rudenko D., Popovych N. Geochemical properties of water under the waste heaps in Chervonohrad mining region. E3S Web of Conf. Ukrainian School of Mining Engineering. 2019. 123, 01035. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301035>.
- [10] Zasidko, I., Polutrenko, M., Mandryk, O., Stakhmych, Y., Petroschchuk, N. Complex technology of sewage purification from heavy-metal ions by natural adsorbents and utilization of sewage sludge. Journal of Ecological Engineering Open source preview, 2019, 20(5), pp. 209–216. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/105576> .

- [11] Барабан К. І. Дослідження екологічної структури деревної рослинності та визначення коефіцієнта фітомеліоративної ефективності терикона шахти “Межирічанська” Львівсько-Волинського вугільного басейну. *Науково-практичний журнал Збалансоване природокористування*, №1/2025, с. 127-135, ISSN: 2310-4678, <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324368> .
- [12] Мандрик О. М., Охарев В. О., Триснюк Т. В., Михайлюк Р. Й. . Моніторинг забруднення водозбору Дністра внаслідок повеней та інших екологічних катастроф.- Екологічна безпека та природокористування, 2022.
DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.35-42>.
- [13] Войтович С. П. Еколого-гідрогеохімічне районування Червоноградського гірничопромислового району. Геологія і геохімія горючих копалин. 2015. 1-2. С. 161–173. <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2024/12/analit-zvit-rekultivacia-terykoniv2024s.pdf> .
- [14] Лабораторія моніторингу вод Західного регіону. Дністровське басейнове управління водних ресурсів. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://vodaif.gov.ua>
- [15] Барабан К. І., Вагилевич Т. В. Характеристика геохімічного складу стічних вод відвалів вугільних шахт. Екологічна безпека та раціональне природокористування: Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених (м. Житомир, 14 листопада 2024 р.). 2024. С. 133–134. <https://conf.ztu.edu.ua/ekolohichna-bezpeka> .
- [16] Мандрик О. М., Барабан К. І., Коефіцієнт фітомеліоративної ефективності як індикатор стану техногенно порушених територій. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. X Міжнародний молодіжний конгрес. (м. Львів, 27-28 березня 2025 р.) 2025. С. 290 <https://www.uacademic.info/ua> .
- [17] Луньова О. В. Особливості формування техноекосистем вугільних родовищ та оцінка екологічних ризиків. Геотехнічна механіка. 2019. № 149. С. 58–67. <https://doi.org/10.15407/geotm2019.149.058>

- [18] Піндер В. Ф., Попович В. В., Босак П. В. Рекультиваційні заходи зниження техногенного впливу породних відвалів вугільних шахт на довкілля EcoLab. Том 2 : монографія. Львів : ЛДУБЖД, 2023. 245 с. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/12548>.
- [19] Побережський А., Бучинська І., Шевчук О., Мукач Т. «Гірничовидобувний комплекс Львівсько-Волинського вугільного басейну та його вплив на екосистему регіону». Геологія і геохімія горючих копалин, № 3 (180), 2019, с. 52–59. DOI: 10.15407/ggcm2019.03.052.

ВИВЧЕННЯ ВПЛИВУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНОЇ ВОДИ ЗА УЧАСТІ МІКРОВОДОРОСТЕЙ

Дячок В.В., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н., професор кафедри
ЕЗП, Україна, Львів

Одноріг З.С., Національний університет «Львівська політехніка», доцент кафедри ЕЗП,
Україна, Львів

Гуглич С.І., Національний університет «Львівська політехніка», доцент кафедри ЦБ,
Україна, Львів

Abstract

The effect of electromagnetic radiation on the stability of unicellular organisms and the efficiency of wastewater treatment with the participation of chlorophyll-synthesizing microalgae was studied. Experimental dependences of the growth of microalgae biomass on the effect of the energy of irradiation of a microwave electromagnetic (MEM) field were obtained. A mathematical description of the effect of irradiation on the growth of biomass of microalgae *Chlorella vulgaris* was carried out depending on the time and energy of irradiation with a MEM field. The optimal value of the irradiation energy was determined. Based on the solution of the mathematical model and the obtained experimental results, experimental dependences of the growth of microalgae biomass under the influence of MEM irradiation were constructed. The established optimal value of microwave electromagnetic radiation can be used to design technological schemes for industrial wastewater treatment by biological methods.

Вступ

У наш час багато дослідників проводять експерименти з пояснення біологічного впливу різних типів електромагнітного випромінювання (ЕМВ) дуже високої частоти або міліметрових хвиль (ММХ) на різні живі організми (Soghomonyan, D. et al., 2016).

В таких дослідженнях вважається, що основними клітинними мішенями є молекули води, мембрани та геноми (Ramundo-Orlando, A. 2010). Квантовий вихід частоти не порушує хімічних зв'язків, але впливає на водневі зв'язки. Залежно від інтенсивності, ММВ може викликати теплові та нетеплові ефекти (Torgomyan, H., ; Trchounian, A., 2013).

Усі живі істоти демонструють різну чутливість до електромагнітного випромінювання, яке походить як від природних явищ, так і від діяльності людини (антропогенного впливу). Характер та ступінь вираження біологічних наслідків визначаються параметрами електромагнітного випромінювання, а також рівнем організації біосистеми. Оскільки мікроорганізми, що мешкають у різних умовах довкілля, піддаються впливу різних рівнів ММВ, нині в центрі уваги дослідників перебуває вплив електромагнітного випромінювання дуже високої частоти на мікроорганізми (Ramundo-Orlando, A. 2010).

Чисельні дослідження засвідчили, що вплив ЕМВ на живі істоти здатен проявляти як пригнічувальний ефект (зупинка росту, відмирання), так і стимулюючий. Здатність гальмувати розвиток мікроорганізмів властива всім типам ЕМВ, як слабким, так і більш енергоємним. На сьогоднішній день накопичено значний масив інформації, що свідчить про мутагенний характер впливу ЕМВ: одноланцюгові розриви ДНК та збільшення хромосомних аберацій. Також було продемонстровано суттєве пригнічення синтезу та процесів репарації ДНК під впливом слабких електромагнітних полів (50–100 Гц).

Проте, існують випадки, коли вплив ЕМВ заохочує розвиток мікроорганізмів. Електромагнітне опромінення, що працює в міліметровому діапазоні частот, здатне викликати появу активних метаболітів всередині клітин. Відомо, що ЕМВ мікрохвильового діапазону (900 МГц) не провокує мутацій у дріжджах *Saccharomyces cerevisiae*, натомість, високочастотні поля в діапазоні 50–55 ГГц можуть навіть сприяти їхньому росту (Клап, Я. А., та ін., 2016).

Подальше вивчення можливих механізмів ефектів ЕМВ на мікроводорості це надзвичайно важливе наукове спрямування, яке може знайти застосування в біотехнології для очищення промислових викидів, регулювання приросту біомаси мікроводоростей, виробництва біопалива тощо.

В літературі міститься інформація щодо досліджень які вивчають вплив ЕМВ на багатоклітинні організми, а його вплив на одноклітинні мікроорганізми є цікавим полем для проведення досліджень.

Підґрунтям процесів масообміну клітини з антропогенним середовищем виступає складна низка впорядкованих у певній часовій та просторовій шкалі біохімічних реакцій, наслідком яких є трансформація забруднюючих речовин, зміна чисельності окремих клітин в біомасі та інших показників.

Для максимального здешевлення технологій знешкодження забруднювачів, як середовище культивування використовували стічну воду. Оскільки початкова кількість забруднюючих речовин, на основі сульфуру, нітрогену, фосфору та інших, у середовищі культивування обмежена, мікроводорості збільшують свою біомасу, доки вміст будь-якого необхідного для них компоненту не досягне критичної межі, після чого зростання сповільнюється. Спостерігаючи за ростом мікроводоростей у добре перемішаному рідкому середовищі, можна зауважити, що інтенсивність росту змінюється з плином часу.

Для росту та розвитку хлорофілсинтезуючих мікроводоростей необхідний вуглекислий газ (CO_2). Процес фіксації CO_2 мікроводостями *Chlorella vulgaris* під час його барботування крізь водну суспензію умовно можливо зобразити так: перехід CO_2 з газової фази до водної – середовища поглинання (культивування); наступний етап – підведення вуглекислого газу з основного об'єму середовища поглинання до поверхні границі колоній біомаси мікроводоростей; далі, черговий етап – дифузія вуглекислого газу у міжклітинному просторі до поверхні клітини мікроводорості; потім, наступний етап – проникнення (транспорт) вуглекислого газу крізь клітинну мембрану у внутрішній простір клітини мікроводорості. Проникнення вуглекислого газу

через клітинну мембрану можливе за рахунок пасивного або активного транспорту. Заключний етап – фотосинтез. Увесь процес відбувається в хлоропластах, де вуглекислий газ (CO_2) вступає в біохімічну реакцію фотосинтезу. В середині клітини фермент карбоангідраза каталізує реакцію між CO_2 і водою, в результаті чого засвоюються іони гідрокарбонату (HCO_3^-), гідрокарбонатні іони є важливим джерелом вуглецю для процесу фотосинтезу. Вони включаються в органічні сполуки, такі як глюкоза, яка потім використовується клітиною для отримання енергії та побудови нових структур.

Згідно правила адитивності сумарне значення коефіцієнту масопереносу - K визначається:

$$K = \frac{1}{\frac{1}{\beta} + \frac{l}{D_m} + \frac{\delta}{D_c} + \frac{1}{k}}; \quad (1)$$

де: β - коефіцієнт масопереносу вуглекислого газу від газової фази в основний об'єм суспензії мікроводоростей, та підвід вуглекислого газу до поверхні границі колоній мікроводоростей;

D_m - коефіцієнт дифузії вуглекислого газу в міжклітинному середовищі колоній мікроводоростей;

l - умовний середній розмір колоній мікроводоростей;

D_c - коефіцієнт дифузії вуглекислого газу через клітинну мембрану;

δ - товщина мембрани клітини мікроводорості;

k - константа швидкості біохімічної реакції фотосинтезу (Дячок, В. В. та ін., 2018; Dyachok, V., et al., 2017).

Мета роботи полягає у вивченні впливу електромагнітного випромінювання на ефективність приросту біомаси хлорофілсинтезуючими мікроводоростями *Chlorella vulgaris*, а від так очищення стічних вод.

Матеріали та методи дослідження

Експериментальні дослідження проводились у фотобіореакторах за певних значень енергії мікрохвильового електромагнітного (МЕМ) опромінення мікроводоростей *Chlorella vulgaris*. Окрім цього, апаратурне

оформлення досліджень забезпечувало достатню кількість поживного середовища у всьому об'ємі фотобіореактора для нормальної життєдіяльності мікроводоростей. Умови перемішування та освітлення за участі сонячної енергії сприяло інтенсифікації процесів очищення стічної води, що супроводжувалось зміною біомаси мікроводоростей.

В основі процесів обміну клітини з середовищем та внутрішнього метаболізму лежить скланий ряд організованих певним чином у просторі та часі біохімічних реакцій. В результаті цих перетворень змінюються концентрації клітин біомаси мікроводоростей та інші величини.

Відбір проб середовища очищення стічної води (середовища культивування) здійснювали протягом восьми діб, з встановленим інтервалом часу. Визначення концентрації біомаси водоростей проводили фотокolorиметричним методом. Для цього будували калібрувальну пряму, методом вимірювання оптичної густини наперед відомих значень вмісту мікроводоростей у суспензії. Згідно отриманих даних був побудований калібрувальний графік. Використовуючи побудований калібрувальний графік, визначали вміст мікроводоростей в середовищі культивування, оскільки отримана пряма описується рівнянням прямої лінії з тангенсом кута нахилу, що становить $k=0,2274$; а коефіцієнт детермінації $R^2=0,9916$.

На основі коефіцієнта k , отриманого за калібрувальним графіком зміни оптичної густини середовища культивування в подальшому була переведена у зміну вмісту клітин мікроводоростей *Chlorella vulgaris* в одиниці об'єму середовища культивування C (мг/мл).

Готовили шість проб середовищ культивування мікроводоростей. Перша проба – так звана контрольна проба, яка показує нам приріст мікроводоростей за оптимальних умов без внесення будь яких речовин чи інших подразників окрім стічної води як середовища культивування. Інші п'ять проб зазнали впливу мікрохвильового електромагнітного опромінювання (МЕМ) середовища з частотою 2450 МГц. Першу пробу було опромінено 15 секунд, другу – 30

секунд, третю – 1 хвилину, четверту – 2 хвилини, п'яту – 3 хвилини. Цей дослід ми проводили на протязі восьми діб і спостерігали за поведінкою кожної проби.

Визначення концентрації біомаси мікроводоростей проводили фотоколориметричним методом, як описано раніше.

Результати та обговорення

Результати експериментальних вимірювань наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

Результати експериментальних вимірювань

t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Контроль (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,1387	0,1587	0,1745	0,1899	0,1987	0,2043	0,2092	0,2092
Проба №1 (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,1796	0,2023	0,2046	0,2069	0,2092	0,2137	0,216	0,216
Проба №2 (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,116	0,1933	0,2114	0,216	0,2183	0,2205	0,2205	0,2204
Проба №3 (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,1296	0,1409	0,1478	0,1569	0,166	0,1796	0,1932	0,1955
Проба №4 (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,1114	0,1046	0,0909	0,0795	0,0682	0,0636	0,0591	0,0565
Проба №5 (С, конц.)(мг/мл)	0,1137	0,0909	0,0795	0,0704	0,0636	0,0591	0,0523	0,0477	0,0465

На основі експериментальних даних та розрахункових величин, які представлені в таблиці 1, побудовано графічні залежності зміни концентрації клітин мікроводоростей від часу за певних одноразових величин МЕМ опромінювання в середовищі культивування (рис. 1.).

Аналізуючи графічні залежності, слід зауважити, що МЕМ випромінювання суттєво впливає на процес культивування мікроводоростей. Приріст мікроводоростей в середовищі стічної води, яке збагачується CO_2 , змінюється у часі в залежності від енергії МЕМ випромінювання.

При незначному впливі МЕМ випромінювання, яке спостерігається у першій і другій пробах ми бачимо приріст клітин мікроводоростей, який на протязі перших шести діб навіть вищий аніж у контрольній пробі. З сьомої доби перша і друга проба вирівнюються до контролю, тобто можна говорити про активацію процесу приросту мікроводоростей, а від так очищення стічних

вод. Водночас, якщо подивитись на третю, четверту і п'яту проби то видно, що відбувається процес інактивації.

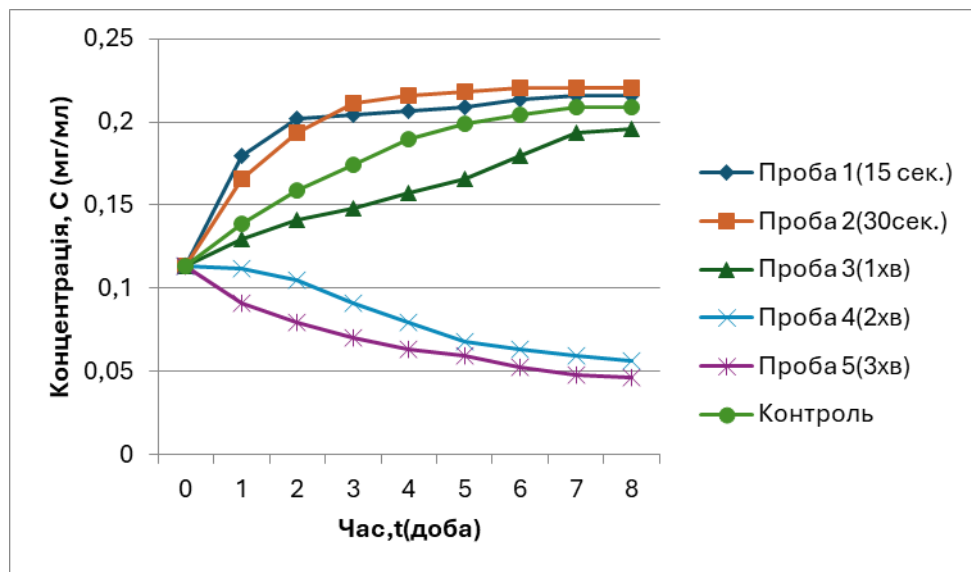


Рис.1. Зміна концентрації клітин мікрободоростей *Chlorella vulgaris* в середовищі культивування від часу за певних величин MEM опромінювання

За умови високих значень енергії випромінювання MEM, приріст мікрободоростей сповільнюється та стає суттєво нижчим порівняно з контрольною пробою. Якщо у третій пробі ми ще бачимо хоч якийсь ріст, то четверта і п'ята спадає вже з другого дня експерименту. Це свідчить про згубну дозу впливу MEM випромінювання.

На сьогоднішній день існує багато думок, чому MEM випромінювання провокує інактивацію мікроорганізмів. Одна з відомих теорій стверджує, що згубний вплив відбувається за рахунок нагріву. Внаслідок нагріву відбувається пошкодження мембран, денатурація ферментів, білків, нуклеїнових кислот та інших життєво важливих компонентів. Інші теорії говорять про нетеплові ефекти інактивації, такі як: виникнення пор в мембрані під дією різниці потенціалів на її поверхні; розрив клітинних мембран під дією цієї різниці потенціалів; розчинення клітин, яке відбувається внаслідок того, що деякі критичні молекули всередині клітини, поглинаючи енергію MEM поля, змінюються та руйнують внутрішні компоненти клітини мікроорганізмів.

Найбільш інформативними параметрами, що характеризують зростання вмісту мікрободоростей, є питома швидкість росту « μ », час подвоєння

щільності « t », а коли необхідно відслідкувати концентрацію клітин мікроводоростей, то час генерації « g ».

Якщо спостерігається кількість поділів клітин, або час генерації біомаси мікроводоростей протягом часу (t), то відбулося n -кратне подвоєння щільності клітин і розраховується за виразом;

$$g = \frac{t}{n} \quad (2)$$

де g - визначає середній час генерації, або час подвоєння густини клітин.

Звичайно, під час визначення часу генерації більш природно працювати не з густиною клітин мікроводоростей, а з кількістю клітин в об'ємі, тобто з концентрацією клітин. Якщо на початку в одиниці об'єму суспензії мікроводоростей було C_0 клітин, то через проміжок часу t після « n » поділів, кількість клітин в одиниці об'єму складе $C_n = C_0 2^n$. Відштовхуючись від цього, просто знайти кількість поділів клітин. Після логарифмування, цей вираз змінюється таким чином:

$$\ln C(t) = \ln C_0(t_0) + n \ln 2 \quad (3)$$

Звідси число поділів клітин n дорівнює:

$$n = \frac{(\ln C(t) - \ln C_0(t_0))}{\ln 2}$$

Відповідно, час, потрібний для одного циклу поділу, або тривалість генерації,

$$g = \frac{t}{n} = \ln 2 / [(\ln C(t) - \ln C_0(t_0)) / t] \quad (4)$$

З рівняння (4) видно, що

$$\mu = \frac{(\ln C_t - \ln C_0)}{t} \quad (5)$$

Якщо здійснити порівняння рівнянь (4) та (5), стає очевидним, що в знаменнику формули (4) вміщується питома швидкість приросту кількості клітин, розрахована на одиницю об'єму у суспензії мікроводоростей. Тоді середній час генерації обчислюється як:

$$g = \frac{\ln 2}{\mu} = \frac{0,693}{\mu} \quad (6)$$

У ситуації, коли зростання клітинної маси (біомаси) чітко відповідає збільшенню кількості клітин, $t_d = g$.

Визначаємо кількість клітинних поділів «n» та час генерації «g» для зразка №1. Якщо протягом 24 годин відбулося зростання концентрації клітин в період експоненціального росту становить від 0,113 до 0,179. Відповідно проводимо обчислення:

$$n = \frac{\ln 0,179 - \ln 0,113}{0,693} = 0,66$$

$$g = \frac{t}{n} = \frac{24}{0,66} = 36 \text{ годин}$$

Також визначимо кількість поділів клітин «n» та час генерації «g» для контрольної проби відповідно у цей же період експоненціального росту. Якщо протягом 24 годин відбулося збільшення концентрації клітин від 0,113 до 0,139, то отримаємо:

$$n = \frac{\ln 0,139 - \ln 0,113}{0,693} = 0,30$$

$$g = \frac{t}{n} = \frac{24}{0,30} = 80 \text{ годин}$$

Як бачимо з результатів експериментальних досліджень та проведених розрахунків, час подвоєння клітин опромінених найменшою досліджуваною дозою МЕМ є у 2,2 рази більший в порівнянні з контролем. Цей результат можна вважати оптимальним або допустимим МЕМ опроміненням.

Крім цього, тривалість подвоєння клітин залежить від багатьох факторів, наприклад: інтенсивності перемішування, наявності поживних речовин в середовищі культивування, насичення CO₂, інтенсивності освітлення тощо. Згідно з літературними даними, час подвоєння клітин мікроводорості *Chlorella* варіюється в діапазоні від 10 до 30 годин. Говорячи про «час подвоєння» кількості клітин, слід розуміти, що йдеться про середній час, упродовж якого відбувається подвоєння чисельності клітин у біомасі загалом. Цей час не

співпадає з часом генерації окремих клітин, який значно відрізняється через нерівномірність клітин у біомасі.

Разом з тим проби № 3,4,5 які отримали приблизно енергію опромінення 6, 12, 18 кДж відповідно, стала для них згубною, коефіцієнт приросту зменшувався, аж до відємного значення. Цей простий експеримент підтверджує негативний вплив електромагнітного опромінення на живі мікроорганізми в тому числі і людину, яка є центральною ланкою антропоєкосистем.

Під дією електромагнітних хвиль у клітинах можуть виникати різноманітні перетворення. Змінюється швидкість дифузії крізь мембрани, орієнтація та конформація макромолекул, стан електронної структури вільних радикалів. Механізми впливу ЕМВ на клітини мікрободоростей, здебільшого, неспецифічні та пов'язані зі змінами активності біологічної системи. Виокремлюють два основні типи впливу ЕМВ на живі організми: Тепловий вплив – пов'язаний з нагріванням. Специфічні ефекти – спричинені поглинанням енергії білковими молекулами, іонізацією та молекулярною поляризацією; вплив ЕМВ на біологічні системи визначається кількістю енергії (Вт), яка поглинається під час впливу електромагнітного поля на біологічну систему (7) (Клап, Я. А., та ін., 2016; Дячок, В. В. та ін., 2018).

$$W_{\text{погл}} = \sigma \cdot S_{\text{еф}} \quad (7)$$

де σ - густина потоку потужності випромінювання електромагнітної енергії, Вт/м²;

$S_{\text{еф}}$ - ефективна поглинаюча поверхня, м².

Поглинання енергії випромінювання біосистемами веде до зростання температури, корелюючи з інтенсивністю поля та тривалістю впливу. Взаємодія електромагнетного випромінювання з організмами ілюструється такими фазами: перша фаза – це поглинання електромагнітної енергії клітиною, що зумовлене розривом міжмолекулярних зв'язків та ДНК. На другому етапі відбувається трансформація енергії електромагнітних хвиль у хімічну енергію, що супроводжується формуванням іонів та вільних радикалів. Третій етап – це

процес радіохімічних реакцій в організмах, які піддалися опромінюванню. Вільні радикали - це сполуки, які містять неспарені електрони. Вільний простір в радикалах може заповнюватись електронами будь-якої речовини, як правило, кисню. Коли це трапляється, кисень блокується в організмі, і дихання стає неможливим. Вільні радикали відрізняються високою реактивністю і руйнують клітинні та тканинні бар'єри. Отже, вільні радикали мають надзвичайно шкідливий вплив на всі живі організми. Їх утворення активується ЕМВ (Клап, Я. А., та ін., 2016).

Перший етап супроводжується початковою ланкою у розгортанні біохімічних трансформацій під дією ЕМВ, що проявляється як первинна інактивація (втрата активності) ферментів (ключових каталізаторів і регуляторів метаболізму) вільними радикалами. На другому етапі в ліпідах під впливом радикалів ініціюються ланцюгові реакції окиснення, котрі супроводжуються вивільненням вільних жирних кислот, котрі мають токсичний вплив. Вплив ЕМВ викликає розпад молекул нуклеотидів, білків, що є компонентами ДНК, пригнічуючи синтез та активуючи деградацію протеїнів. На третьому етапі, іншими словами, ЕМВ порушує метаболізм – ключовий процес для забезпечення життєдіяльності в організмі. Збої в обміні речовин супроводжуються вивільненням специфічних сполук – гістаміну (потужного алергену), гемолізіну (руйнівника кров'яних тілець), різноманітних токсинів. Ці біохімічні зміни відбуваються всередині та зовні клітин та спричиняють морфологічні зміни, різноманітні деформації молекул, пошкодження структури та зовнішнього вигляду клітин. Інтенсивність усіх порушень залежить від радіочутливості клітин. Чим вища радіочутливість, тим помітніша кількість незворотних змін, що відбуваються всередині клітин, а також у тканинах, які вони формують.

Найбільше чутливими до ЕМВ виявляються тканини, де інтенсивно відбувається поділ клітин. Під впливом електромагнітного випромінювання у живому організмі відбуваються зміни внутрішнього клітинного середовища, спричинені збільшенням концентрації вільних радикалів – токсичних сполук.

Накопичення шкідливих речовин стимулює подальше руйнування клітин, а відтак – тканин, що веде до порушення гомеостазу живого організму. Сукупність цих змін порушує здатність організму адаптуватися до навколишнього світу та не забезпечує стабільності його внутрішнього середовища (Дячок, В. В. та ін., 2018; Dyachok, V., et al., 2017).

Використовуючи вираз для визначення приросту біомаси мікроводоростей,

$$C_t = C_0 \exp(\mu t) \quad (8)$$

в логарифмічних координатах описує графічну залежність $\ln \frac{C}{C_0} = f(t)$.

Саме за її допомогою знаходимо величину $\ln \frac{C}{C_0}$,

де C_0 – вихідна або початкова концентрація клітин мікроводоростей,

C – біжуча концентрація (Dyachok, V., et al., 2021).

Результати отриманих розрахунків наведені в таблиці 2.

Таблиця 2

Результати розрахунків

Контроль	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	0,198	0,333	0,428	0,512	0,558	0,586	0,609	0,609
Проба №1	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	0,457	0,576	0,587	0,589	0,609	0,631	0,641	0,641
Проба №2	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	0,02	0,53	0,62	0,641	0,652	0,662	0,662	0,661
Проба №3	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	0,13	0,214	0,262	0,322	0,378	0,457	0,53	0,541
Проба №4	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	-0,02	-0,083	-0,223	-0,357	-0,511	-0,58	-0,654	-0,699
Проба №5	t, час(доба)	1	2	3	4	5	6	7	8
	$\ln C/C_0$	-0,223	-0,357	-0,479	-0,58	-0,654	-0,776	-0,868	-0,894

Підставивши експериментальні дані із таблиці 2 у рівняння, отримуємо графічну залежність $\ln C = f(t)$, яка зображена на рис. 3-4.

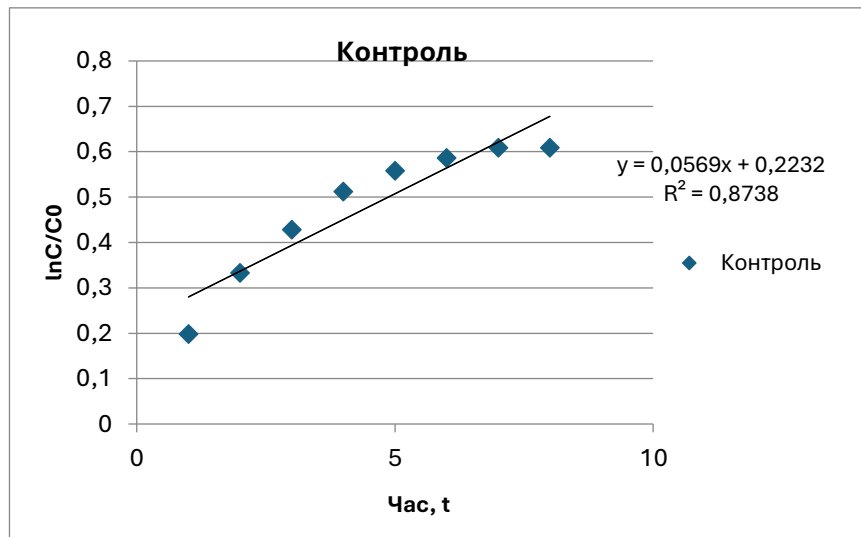


Рис. 2. Залежність зміни логарифму концентрації клітин мікрободоростей в середовищі культивування від часу (контроль)

За допомогою прямої, яку бачимо на рис. 2 визначаємо коефіцієнт приросту $\mu = 0,0569 \text{ c}^{-1}$. Оскільки в контрольній ємкості є збільшення приросту біомаси мікрободоростей, то значення коефіцієнта приросту – додатне.

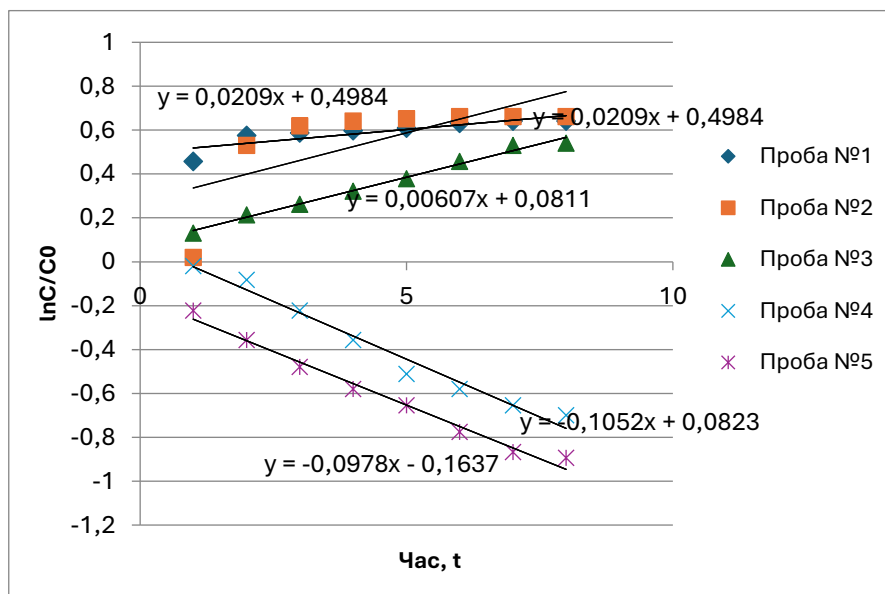


Рис. 3. – Залежність зміни логарифму концентрації клітин мікрободоростей в середовищі культивування від часу (за умов відповідних величин МЕМ опромінювання).

Користуючись прямими, які ми одержали з рис. 3. визначаємо коефіцієнти приросту μ :

Таблиця 3

Залежність коефіцієнту приросту від часу

Проба	Коефіцієнт приросту μ , с^{-1}	Час МЕМ опромінювання
Контроль	0,0569	-
Проба № 1	0,0209	15 сек
Проба № 2	0,0208	30 сек
Проба № 3	0,00607	1 хв
Проба № 4	-0,1052	2 хв
Проба № 5	-0,0978	3 хв

З таблиці 3 бачимо, що у пробах №1, №2 і №3 спостерігається приріст концентрації мікроводоростей і значення коефіцієнта приросту μ додатне. У випадку проб №4 і №5 ми спостерігаємо відмирання клітин мікроводоростей *Chlorella vulgaris* і значення коефіцієнта приросту μ – від’ємне.

Одна з ключових гіпотез щодо інактивації вказує на те, що під впливом МЕМ-опромінення відбувається лише мінімальне нагрівання внутрішніх структур клітини мікроводоростей, що супроводжується інактивацією. Це означає зміни в життєво важливих функціях клітини, включаючи запуск процесів денатурації ферментів, білків та нуклеїнових кислот, а також пошкодження клітинних мембран. Схожі явища можуть спостерігатися у мікроводоростей і в умовах звичайного нагрівання, проте для цього необхідні значно вищі температури середовища культивування.

Згідно з іншою теорією, відзначаються й інші ознаки пригнічення росту мікроводоростей. Зокрема: формування отворів у мембрані через різницю електричних зарядів на її поверхні; розрив клітинних оболонок, спричинений згаданою різницею потенціалів; загибель клітин, що виникає внаслідок перетворення деяких внутрішньоклітинних молекул, які поглинають енергію мікрохвильового випромінювання, що призводить до ушкодження внутрішніх органел клітин мікроводоростей.

На сьогоднішній день, однозначної картини щодо впливу мікрохвильового опромінення (МЕМ) на мікроводорості не спостерігається. Це зумовлено складнощами порівняння традиційного та мікрохвильового нагрівання, адже умови нагрівання відрізняються між собою (мікрохвильове

нагрівання відбувається з більшою швидкістю). Розподіл температур у середовищі культивування мікроводоростей, залежно від способу нагрівання, теж має свої особливості (при МЕМ температура на поверхні нижча, ніж у основному об'ємі суспензії, тоді як при традиційному нагріванні спостерігається зворотна картина).

За присутності МЕМ, опромінення спричиняє стрімке нагрівання, що виникає через відмінності в електричних властивостях складників середовища, де вирощуються мікроводорості.

За умов сталого режиму випромінювання мікрохвильового електромагнітного випромінювання, енергія, що надходить від магнетрону, має відповідати енергії, поглиненій суспензією мікроводоростей (інші види втрат не враховуємо). Отже, енергія, яка поглинається мікроводоростями, розраховується за формулою:

$$W = p \times V = 2\pi v \times \epsilon_0 \times \epsilon'' \times E^2 \times V \quad (9)$$

де V – об'єм досліджуваної суспензії в фотобіореакторі,

p – питома потужність випромінювання (Дячок, В. В. та ін., 2018).

Коли енергія лишається незмінною ($W = \text{const}$), а якісні властивості суспензії мікроводоростей ($\epsilon'' = \text{const}$) залишаються сталими, та об'єм досліджуваного зразка V поступово зменшується, напруженість поля E зазнаватиме змін, які є обернено пропорційними до квадратного кореня з об'єму.

Цей зв'язок дає змогу коригувати силу електричного поля, змінюючи об'єм суспензії мікроводоростей, яку вивчаємо. Для цього в досліджуваний фотобіореактор поміщали баласт (воду) із наперед визначеними параметрами. Відтак, виникала можливість регулювання інтенсивності поля у фотобіореакторі, варіюючи об'єм баласту.

Якщо об'єм нагрівання незначний, інтенсивність поля перевищить значення $\epsilon'' \times V$. Відтак, масу обираємо як визначальний параметр. Її просто

виміряти і контролювати, що є важливим для подальшого вивчення (Дячок, В. В. та ін., 2018).

Здатність суспензії або розчину реагувати з полем МЕМ описується їх комплексною діелектричною сталою:

$$\varepsilon = \varepsilon' + i\varepsilon'' \quad (10)$$

де ε' – діелектрична проникність, що визначає здатність випробовуваного матеріалу накопичувати енергію електромагнітного поля (МЕМ);

ε'' – це коефіцієнт втрат, що описує властивість речовини поглинати енергію МЕМ, трансформуючи її на тепло.

Хоча розмежувати діелектричні втрати і втрати від провідності непросто, фактор втрат розділяють на два компоненти:

$$\varepsilon'' = \varepsilon''_{\text{diel}} + \frac{\sigma}{\varepsilon_0 \omega} \quad (11)$$

де σ – провідність досліджуваного зразка.

Для опису втрат замість ε'' нерідко вдаються до застосування інших величин:

$$\sigma_{\text{екв}} = \omega \times \varepsilon_0 \times \varepsilon'' - \text{еквівалентна провідність};$$

Діелектрична проникність ε дозволяє обчислити інші величини, які описують розподіл поля у просторі, наприклад: δp – глибина проникнення за потужністю; δ – глибина проникнення за напруженістю та λ – довжина хвилі в матеріалі (Дячок, В. В. та ін., 2018).

Для заданої частоти $\nu = 2450$ МГц:

$$\lambda = \frac{c}{\nu} = \frac{3 \times 10^8}{245 \times 10^7} = 0,122 \text{ м} = 122 \text{ мм} \quad (12)$$

Для більшості суспензій та розчинів у біологічному середовищі, вода є ключовою складовою, її вміст коливається від 90% до 95% (навіть у молоці показник близько 90%), отже, вплив кожного незначного компонента на комплексну діелектричну проникність ε для досліджуваних зразків, по суті, не залежить від наявності або відсутності інших незначних домішок. Відповідно, її можна представити як:

$$\varepsilon = \varepsilon_0 + \sum_k \varepsilon_k \quad (13)$$

ε_0 – комплексна стала для головної складової, тоді як ε_k – поправки, що вводяться незначними добавками.

Оскільки концентрації незначних компонентів c_k – малі, тоді залежність поправок ε_k від концентрацій c_k можна представити лінійною, адже при $c_k=0$ поправка ε_k також дорівнює нулю, що засвідчено результатами експериментів (див. рис. 3).

Отже, кількість тепла, яке генерується у діелектрику під впливом мікрохвильового електромагнітного поля, визначається його комплексною діелектричною проникністю ε , згідно з формулою (9). Окрім цього, враховується питома теплова потужність (тобто потужність, що вивільняється в кожному кубічному сантиметрі об'єму), що визначається формулою (9):

$$p=2\pi\nu\times\varepsilon_0\times\varepsilon''\times E^2 \quad (14)$$

звідки

$$E=\varepsilon'\times E_0 \quad (15)$$

E_0 – напруженість поля у вакуумі. За допомогою цих формул розраховується просторово однорідний нескінченний діелектрик.

У нашому розгляді діелектрик постає як двофазна структура. Одну з фаз ми позначимо як "середовище", а величини, що до неї належать, позначатимемо індексом 2, а іншу - як "включення", з індексом 1 для відповідних величин. У цьому контексті, поблизу включень та в їхньому внутрішньому просторі відбувається викривлення поля, тобто його опис не відповідає формулі (15). Ми робимо припущення, що концентрація включень незначна, через що спотворення магнітного поля, породжені кожним включенням окремо, не накладаються одне на одне. Отже, напруженість електромагнітного поля в середовищі, на віддалі від включень, E_2 , визначається формулою (15). Відповідно, напруженість МЕМ поля всередині включень буде розраховуватися за формулою:

$$E_1=\gamma\times E_2 \quad (16)$$

γ – коефіцієнт, що визначається формою включень. Наприклад, для сферичних включень, згідно з джерелом (Дячок, В. В. та ін., 2018), він дорівнює:

$$\gamma = \frac{3\varepsilon'_1}{\varepsilon'_2 + 2\varepsilon'_1} \quad (17)$$

Отримані результати вимірювань комплексної діелектричної проникності виявили, що у випадку певних мікроорганізмів, які ми трактуємо як включення, та середовища культивування, справедливе співвідношення $\varepsilon''_1 > \varepsilon''_2$. Це означає, що щільність потужності, що виділяється безпосередньо у мікроорганізмі, перевищує відповідний показник для середовища. Таким чином, відбувається інтенсивніше нагрівання мікроорганізмів у порівнянні із середовищем, в якому вони знаходяться. Саме цей ефект, тобто вибіркового нагріву, і спостерігається в MEM полі, що досліджує мікроводорості *Chlorella vulgaris*. Ці теоретичні положення і обчислення знаходять своє підтвердження в даних експериментів щодо змін концентрації клітин мікроводоростей у зв'язку з енергією мікрохвильового випромінювання, порівняно з контрольним зразком (див. рис. 4).

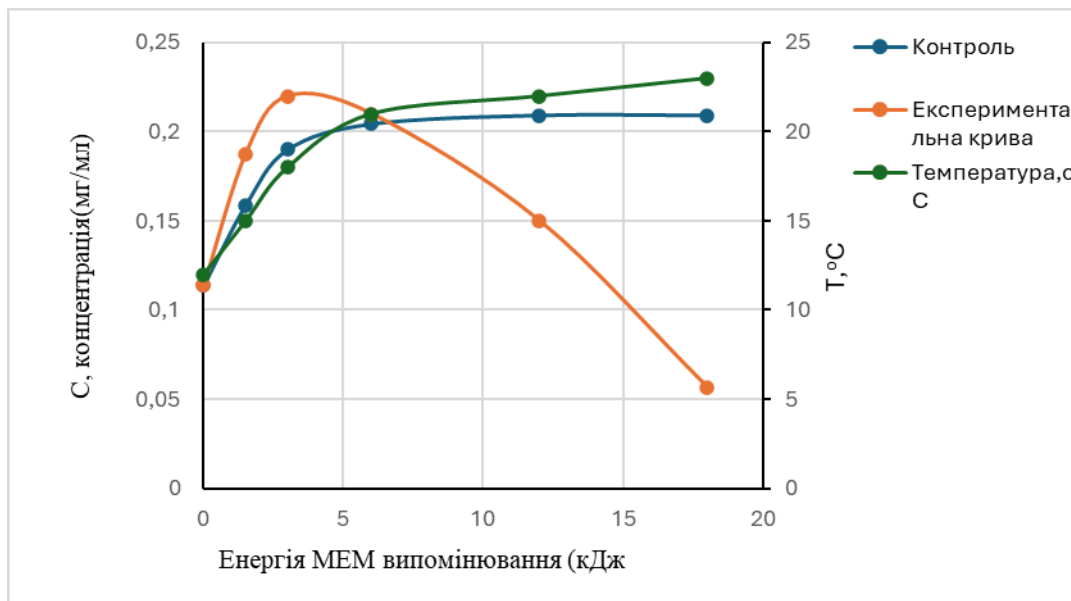


Рис. 4. Зміна концентрації клітин мікроводоростей в середовищі культивування під впливом MEM опромінювання

З наведеної ілюстрації стає очевидним, що при отриманні випромінювальної енергії понад 3 кДж відбувається зменшення концентрації мікроводоростей у фотобіореакторі.

Якщо зосереджуватися не на летальності, а на перетвореннях у мікроводоростях під впливом MEM випромінювання, то багато науковців

засвідчують про зміни, які під впливом малопотужного випромінювання не зумовлюють значних змін температури середовища, де культивуються мікроводорості. Як видно з рисунку 4 найбільший приріст мікроводоростей спостерігається за температури 18°C у середовищі культивування, на противагу 37°C при звичайному нагріванні. Процес може бути залежним від характеристик MEM випромінювання – потужності, часу експозиції, безперервності чи імпульсності; механізм інактивації може також відрізнятися в залежності від виду мікроводоростей. Отже, необхідно підкреслити енергетичну вигідність використання MEM опромінення, проте слід наголосити на шкідливому впливі надмірного MEM випромінювання на живі організми, зокрема мікроводорості, та застосовувати його у процесах очищення стічних вод, газових викидів від парникових газів, серед яких вуглекислий газ є найважливішим, потрібно обережно, якщо не більш категорично.

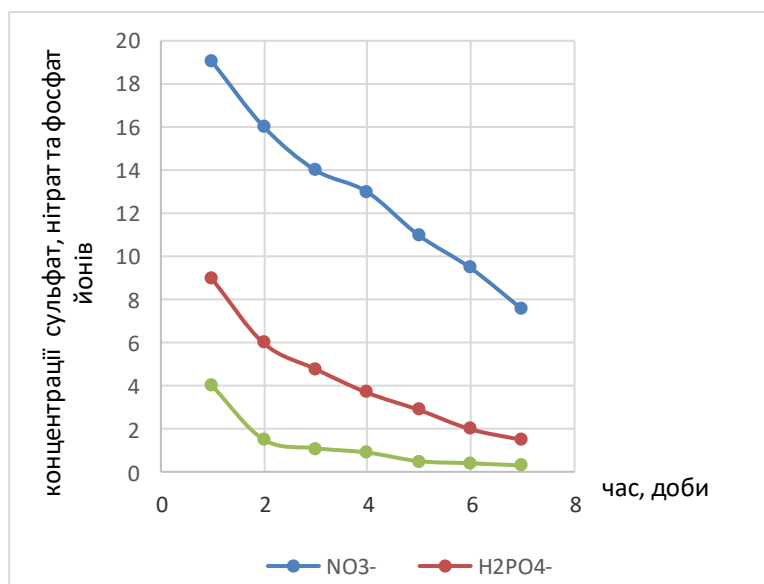


Рис. 5. Зменшення вмісту забруднюючих речовин у середовищі культивування фотобіореактора

На рисунку 5 приведено зменшення концентрації забруднювачів у середовищі культивування, що засвідчує ефективність застосування мікроводоростей *Chlorella* для очищення стічних вод.

Висновки

У роботі приведено експериментальні дані досліджень приросту біомаси хлорофілсинтезуючих мікроводоростей *Chlorella vulgaris* в залежності від енергії мікрохвильового електромагнітного випромінювання.

Встановлено згубний вплив МЕМ випромінювання енергією понад 3 кДж на приріст мікроводоростей.

Показана доцільність застосування мікроводоростей для очищення стічних вод.

Список літератури

- Dyachok, V., Huhlych, S., Katysheva, V. V., & Mandryk, S. T. (2021). About the optimal ratio inhibitor and activators of carbon dioxide sorption process by using chlorophyll-synthesizing *Chlorella* microalgae. *Journal of Ecological Engineering*, 22(5), 26–31. <https://doi.org/10.12911/22998993/135987>
- Dyachok, V., Huhlych, S., Yatchyshyn, Y., Zaporochets, Y., & Katysheva, V. (2017). About the problem of biological processes complicated by mass transfer. *Chemistry and Chemical Technology*, 11(1), 111–116. <https://doi.org/10.23939/chcht11.01.111>
- Ramundo-Orlando, A. (2010). Effects of millimeter waves radiation on cell membrane: A brief review. *Journal of Infrared, Millimeter, and Terahertz Waves*, 31(12), 1400–1411. <https://doi.org/10.1007/s10762-010-9713-3>
- Soghomonyan, D., Trchounian, K., & Trchounian, A. (2016). Millimeter waves or extremely high frequency electromagnetic fields in the environment: What are their effects on bacteria? *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(11), 4761–4771. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7487-3>
- Torgomyan, H., & Trchounian, A. (2013). Bactericidal effects of low-intensity extremely high-frequency electromagnetic field: An overview with phenomenon, mechanisms, targets and consequences. *Critical Reviews in Microbiology*, 39(3), 283–302. <https://doi.org/10.3109/1040841X.2012.706832>

- Дячок, В. В., Мандрик, С. Т., & Гуглич, С. І. (2018). Вивчення впливу електромагнітного випромінювання на приріст хлорофілсинтезуючих мікроводоростей. *Chemistry, Technology and Application of Substances / Хімія, технологія речовин та їх застосування*, 1(2), 124–131. <https://doi.org/10.23939/ctas2018.02.124>
- Клап, Я. А., Яремкевич, О. С., Червецова, В. Г., Заярнюк, Н. Л., & Новіков, В. П. (2016). Дослідження впливу електромагнітних, постійних магнітних та акустичних полів на мікроорганізми. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Хімія, технологія речовин та їх застосування*, (841), 253–258.

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ АНТРОПОГЕННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ТА ШЛЯХИ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ

УТИЛІЗАЦІЯ ХАРЧОВИХ ВІДХОДІВ ВИКОРИСТАННЯМ ЇХ ЯК В СКЛАДІ СИРОВИНИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО КОМПОСТУ

Бондар О.І., Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», д-р біол. наук, директор, Україна

Мальований М.С., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р техн. наук, завідувач кафедри ЕЗП, Україна

Тимчук І.С., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р техн. наук, завідувач кафедри ЕЗП, Україна

Жук В.М., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р техн. наук, завідувач кафедри ЕЗП, Україна

Бойко Р.Я., Національний університет «Львівська Політехніка», аспірант кафедри ЕЗП, Україна

Вронська Н.Ю., Національний університет «Львівська Політехніка», канд. техн. наук, доцент кафедри ЕЗП, Україна

Слюсар В.Т., Національний університет «Львівська Політехніка», канд. техн. наук, інженер кафедри ЕЗП, Україна

Сторощук У.З., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р філософії, інженер кафедри ЕЗП, Україна

Корбут М.С., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р техн. наук, аспірант кафедри ЕЗП, Україна

Abstract

The article considers the prospects of using the method of utilizing sedimentary waters by using them as raw materials for the production of reclamation compost. The results of laboratory studies of composting with the use of sewage sludge as part of the compost under the conditions of introducing microbiological preparations into the composting process in order to optimize the process are presented. The results of testing composting technology in industrial conditions are analyzed. The results of testing reclamation compost in field conditions are presented.

Вступ

До того, як розвиток людини почав порушувати природні середовища існування, ґрунт і рослинність становили основну частину збалансованої екосистеми, яка ефективно керувала опадами та сонячною енергією (Getter & Rowe, 2006, Konasova, 2014). Нині, коли виростають нові міста та мікрорайони, ділові та адміністративні будівлі, з міст зникає зелень. Непроникні поверхні з бетону та асфальту не вбирають опади, вода просто стікає з поверхонь і не просочується в ґрунтові води. В той час як в лісах близько 95 % опадів поглинаються, у містах поглинається лише близько 25% дощової води (Scholz-Barth, 2021). Проливні дощі непропорційно переповнюють муніципальні каналізаційні системи, струмки та річки, викликаючи повені. В результаті, повітря стає менш вологим, а температура повітря підвищується. У містах майже немає різниці між денною і нічною температурою. За даними USEPA (2003), температура повітря в містах може бути на 5,6 °C вище, ніж навколишньої сільської місцевості. За ефекту міського острова тепла, навіть нічні температури повітря вищі, тому що штучні поверхні поглинають тепло і випромінюють його назад у вечірні години (Brenneisen, 2004). У Берліні високі температури ясної безвітряної ночі були на 9°C вищими, ніж у сільській місцевості (Von Stulpnagel et al., 1990).

Ці проблеми потенційно можна вирішити за допомогою технології зелених дахів, яка пропонує багато переваг. А нові дослідження показують, що зелені дахи майже можуть виключити проникнення в будівлі навіть електромагнітного випромінювання. Зелені дахи широко використовуються останніми роками в багатьох країнах, де було започатковано проєкти, спрямовані на підвищення енергоефективності та які надають ваги відновлюваним джерелам енергії та інноваційним технологіям. Сьогодні багато міст хочуть брати участь у цих проєктах, щоб покращити своє довкілля. Зелений дах може прослужити в два рази довше, ніж звичайний. Зелений дах стає трендом у світовому містобудуванні. Покриття дахів будинків дерном – це національна традиція жителів Норвегії, яка бере початок ще з часів вікінгів.

Проте в багатьох країнах світу зараз проходить інтенсивне облаштування зелених дахів. В Лондоні протягом десяти років площа зелених дахів і стін збільшилася вдвічі. З 1986 по 2009 рік у Штутгарті (Німеччина) облаштовано 66000 м² зелених дахів. У 2015 році у Франції ухвалили закон, який зобов'язує на дахах нових будівель комерційного призначення висаджувати зелень або встановлювати сонячні панелі. У канадському Торонто схожий закон діє ще з 2009 року. У Сінгапурі впровадили інше правило: біля нового будинку забудовник має висадити стільки дерев, скільки було вирубано під час ведення робіт (Крисюк і Русин, 2023, Lallawmzuali & Pal, 2023, *Petreje et al.*, 2023).

Проте, технологія зелених дахів, незважаючи на суттєвий вплив на збереження клімату та подолання проблеми парникових газів, ще не досягла великих масштабів в Україні, тут озеленення міських дахів ще не є популярним, на відміну від прогресивних західних країн.

Завданням роботи було виявити перспективи зелених дахів у сталому розвитку та визначити критерії вибору ефективних рослин для цієї технології на основі аналізу експериментальних досліджень.

Методика досліджень

Експеримент із аеробного компостування виконувався в термостатованій герметизованій установці, головною частиною якої були чотири пластикові біореактори об'ємом 20 дм³, які щільно закривалися кришками. Початковий об'єм компостних сумішей у кожному біореакторі становив 12 дм³, що дорівнює 60% від їх номінального об'єму. Загальний вигляд установки для лабораторного компостування представлено на рис.1.

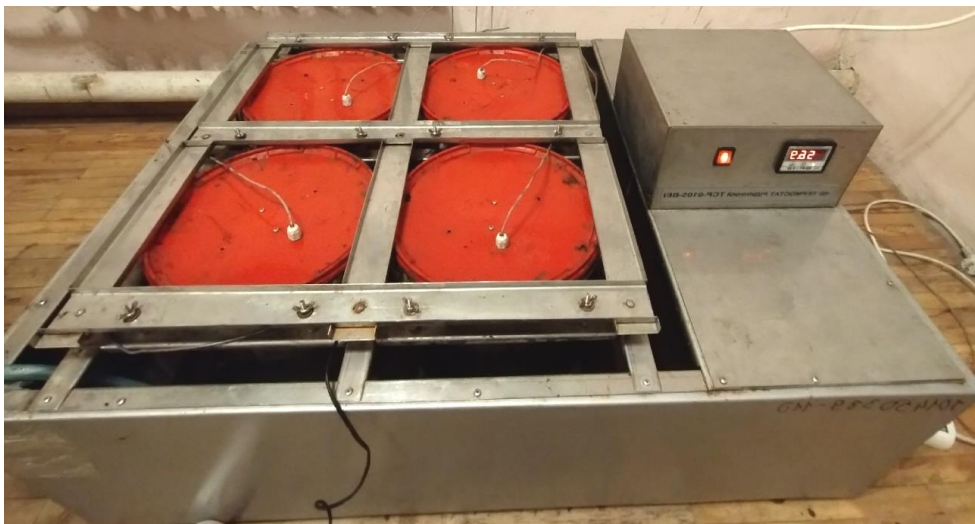


Рис. 1. Установа для лабораторних досліджень.

Склад вихідної органічної сировини для лабораторного компостування у всіх 4 біореакторах був однаковий:

- 1 частина мас. садово-паркових відходів (50% листя + 50% подрібненої щепи):
- 1 частина мас. харчових відходів:
- 1 частина мас. механічно-зневоднених ОСВ.

Початкова маса сировини у всіх 4 біореакторах була однаковою і становила 15 кг. Суміш у біореакторі №1 компостувалася без додавання будь-яких препаратів. До суміші у біореакторі №2 тричі за цикл компостування додавали препарат "Вермибіогумат" з розрахунку 0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл "Вермибіогумату", розчиненого у 5 мл води. У суміш в біореакторі №3 додавали мікробіопрепарати серії "Мікробіофіт Органік": на початок процесу – "Мікробіофіт Старт", після виходу на термофільний режим компостування – "Мікробіофіт Пік", на початок дозрівання компосту – препарат "Мікробіофіт Фініш". Кожен із цих мікробіопрепаратів вносили у кількості по 0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл концентрованого продукту, розчиненого у 5 мл води. Суміш у біореакторі №4 компостували із одночасним додаванням таких мікробіопрепаратів як "Мікробіофіт Старт", "Мікробіофіт Пік" і "Мікробіофіт Фініш", а також "Вермибіогумату". Кожен із препаратів додавали із розрахунку

0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл концентрованого препарату, розчиненого у 5 мл води. Графік додавання мікробіопрепаратів наведений в табл. 1.

Таблиця 1

Графік внесення мікробіопрепаратів в процесі компостування

Час після початку досліджень, доба	Температура, °С	Вид мікробіопрепарату (دوزи – по 0,05 мл / 1 кг суміші) для біореакторів:			
		№1	№2	№3	№4
2	40 (↑)	–	Вермибіогумат	Старт	Старт + Вермибіогумат
24	50 (↑)	–	Вермибіогумат	Пік	Пік + Вермибіогумат
41	40 (↓)	–	Вермибіогумат	Фініш	Фініш + Вермибіогумат

Нижче приведені характеристики мікробіопрепаратів згідно інформації виробника.

Мікробіофіт Старт. Склад: Життєздатні мікроорганізми *Bacillus subtilis* 1 IMB B-7467 - $1,0 \cdot 10^8$ - $1,0 \cdot 10^9$ КУО в 1 мл; *Bacillus pumilus* 1 IMB B-7523 - $1,0 \cdot 10^6$ - $1,0 \cdot 10^8$ КУО в 1 мл; *Bacillus megaterium* 1 IMB B-7482 - $1,0 \cdot 10^6$ - $1,0 \cdot 10^8$ КУО в 1 мл; *Bacillus mucilaginosus* «_____» IMB B-7600 - $1,0 \cdot 10^5$ - $1,0 \cdot 10^6$ КУО в 1 мл; *Azotobacter croococcum* IMB B-7599 - $1,0 \cdot 10^5$ - $1,0 \cdot 10^6$ КУО в 1 мл; *Pseudomonas sp.21* IMB B-7480 - $1,0 \cdot 10^6$ - $1,0 \cdot 10^7$ КУО в 1 мл.

Мікробіофіт Пік. Склад: Життєздатні мікроорганізми *Bacillus subtilis* 1 IMB B-7467 – не менше $1,0 \cdot 10^9$ КУО в 1 мл.

Мікробіофіт Фініш. Склад: Життєздатні мікроорганізми *Bacillus subtilis* 1 IMB B-7467, *Bacillus pumilus* 1 IMB B-7523, *Bacillus megaterium* 1 IMB B-7482, *Bacillus mucilaginosus* «Колос» IMB B-7600, *Bacillus sp.1b* «Колос» IMB B-7680, *Azotobacter croococcum* IMB B-7599, *Pseudomonas sp.21* IMB B-7480, *Trichoderma sp.* IMB F-100101, *Trichoderma viride* IMB F-100123, *Trichoderma citrinoviride* IMB F-100124, *Trichoderma harzianum* IMB F-100125 - до $1,0 \cdot 10^9$ КУО в 1 мл.

Вермибіогумат. Вермибіогумат - високоефективне гуміновмісне добриво, отримане шляхом екстрагування гумінових кислот біогумусу.

Добриво розроблене за спеціальними рецептурами із урахуванням біологічних вимог до кожної сільськогосподарської культури. Форма препарату - рідина від коричневого до темно-коричневого кольору різних відтінків зі специфічним запахом.

Вологість та вміст сухої речовини в зразках компостних сумішей визначали ваговим методом, висушуючи осадів до постійної маси при температурі 105 °C на електронному аналізаторі Radwag MA 110 R (Польща). Відносна похибка визначення вмісту сухої речовини становила $\pm 0,1\%$ відповідно до паспортних технічних характеристик аналізатора вологості Radwag MA 110 R. Враховуючи значну неоднорідність компостних сумішей, кожне визначення вологості та вмісту сухої речовини виконували, відбираючи мінімум три репрезентативні проби. Зольність визначали шляхом прожарювання сухої речовини біокомпосту у муфельній печі марки SNOL 8,2/1100 при температурі 600 °C протягом 60 хв. Відносна похибка визначення зольності не перевищувала 0,5% відповідно до похибок вимірювання маси електронними лабораторними вагами AXIS-200 2 класу точності.

Дослідження натурального компостування відбувалось на компостувальному майданчику ЛКП «Зелене місто». Загальна тривалість процесу компостування в бурті склала 85 діб.

При закладці бурта дотримувались таких співвідношень компонентів сировинної суміші:

- садово-паркові відходи (50% листя + 50% подрібненої щепи) - 1 частина (СПВ);
- харчові відходи (відходи продуктового ринку Шувар та відсортовані відходи населення) - 1 частина (ХВ);
- осади стічних вод - 1 частина (ОСВ).

Перший етап закладання компостувального бурта - формування подушки з листя та щепи. Для цього було витрачено: листя - 9 т; щепи - 5 т. Листя та щепу змішували у кількості 14 т за допомогою навантажувача *MANITOU*, формували нижній шар бурта. На цю суміш вивантажували ОСВ у кількості

15,4 т (вологість 75-78%), ковшем навантажувача *MANITOU* укладали ОСВ повністю на подушку. Наступним шаром укладали ХВ у кількості 5,32 т. Харчові відходи та листя в загальному додавали у декілька етапів. Додали ХВ у кількості – 2,60 т. Кінцеве співвідношення сировинних компонентів у бурті - 1:1:1. Сумарно по кількостях – ХВ – 15 т, ОСВ – 15,4 т, СПВ – 14 т. Періодично (через кожні 4 доби) проводили перемішування бурта.

Внесення біопрепаратів методом оприскування бурта проводилось за таким графіком:

21 день від початку компостування –внесення в бурт біопрепаратів "Мікробіофіт Старт" та "Вермибіогумат" у кількості 100 мл/на тонну (5 л).

42 день від початку компостування - внесення біопрепаратів "Мікробіофіт Пік" та "Вермибіогумат" у кількості 100 мл/на тонну (5 л).

66 день від початку компостування внесення біопрепаратів "Мікробіофіт Фініш" та "Вермибіогумат" у кількості 100 мл/на тонну (5 л).

Готовий компост був перевезений на ділянку просіювання. Загальна вага готового продукту склала 8,5 т, вихід готового продукту від маси завантаженої сировини – 22%.

На рис.2 представлений вигляд бурта після першого перемішування та загальний вигляд відсіяного компосту.

Польові дослідження були проведені у Інституті сільського господарства Карпатського регіону НААН України. Дослідження проводили на дрібноділянковим методом неповної рендомізації. Метою польових досліджень, було проведення імітації рекультивації в натурних умовах. Для цього першочерговим етапом здійснювалася підготовка дослідних ділянок, а саме зняття родючого шару ґрунту на глибину 10 см (оптимально для кореневої системи обраних біоіндикаційних рослин).



а



б

Рис. 2. Вигляд бурта після першого перемішування (а) та загальний вигляд відсіяного компосту (б).

Для виконання запланованих завдань розроблено схему польового дослідження, як досліджуваний об'єкт було обрано оптимальні варіанти ростових субстратів попередньо досліджені в польових умовах, які порівнювали з хімічним еталоном (звичайний компост виготовлений ЛКП “Зелене місто”) та ґрунтом.

Схема дослідження включала такі варіанти:

№ 1 – етальонний компост+ґрунт (50:50);

№ 2 – біокомпост+ґрунт (50:50);

№ 3 – біокомпост+ґрунт+цеоліт (46,25:46,25:7,5);

К – контроль, ґрунт (100).

З метою забезпечення достовірності експерименту, кожен варіант розміщувався методом неповної рендомізації, мав площу 1 м², кратність повторів дорівнювала 6 та відділявся захисною смугою. Субстрат для дослідження замішувався в окремих ємностях, а в подальшому заповнював підготовлені пустоти, загальний вигляд організованої дослідної ділянки представлено на рис. 3.



Рис. 3. Загальний вид дослідної ділянки після облаштування

Як біоіндикатор було обрано найбільш перспективну культуру (за результатами лабораторних досліджень) Пажитницю багаторічну або англійський райграс (*Lolium perenne*). Вона може використовуватися для рекультивації техногенно порушених земель та входить до 1 Категорії – однодольні рослини. Посів здійснювали ручною сівалкою. Норма висіву становила 2,0-2,5 тис. шт/м².

Результати та обговорення

Результати лабораторного компостування із добавками мікробіопрепаратів

Попередньо нами успішно апробований у лабораторних умовах процес компостування сумішей органічних відходів, у склад яких входив механічно зневоднений осад стічних вод (ОСВ). Приведені тут результати досліджень були продовженням описаних в (Malovanyu et al., 2024) досліджень з метою встановлення впливу на процес компостування мікробіопрепаратів виробництва Агрофірми "Колос" (Київська обл.), зокрема: мікробіологічних препаратів серії "Мікробіофіт Органік" трьох типів ("Старт", "Пік" і "Фініш"), а також препарату "Вермибіогумат". Ці препарати успішно застосовуються на промисловій

компостувальній станції ЛКП "Зелене місто" (м.Львів) для аеробного біокомпостування суміші харчових органічних відходів з деревною щепою та листям.

Загальна тривалість серії лабораторного компостування становила 78 діб.

Вимірювання температури компостних сумішей виконували один раз на добу, безпосередньо перед механічним перемішуванням-аерацією. Для цього всередину біореакторів на однакову фіксовану глибину 4–5 см від днищ ємностей вставлялись термометри лабораторні марок ТЛ–4 і TGL 11998 із діапазонами вимірювання температури 0–55°C та 50–100 °C відповідно та абсолютною похибкою $\pm 0,1$ °C. Для контролю використовувався також спеціалізований термометр для компоста та ґрунту марки TFA (Німеччина) $d=51 \times 410$ мм з діапазоном вимірюваних температур від -10 °C до 90 °C та похибкою $\pm 0,5$ °C. Важливим показником, що вказує на інтенсивність біохімічних процесів, є різниця температур:

$$\Delta T_k = (T_k - T_m), \quad (1)$$

де T_k , T_m – температура компосту і температура води в термостаті відповідно.

Графіки зміни температури води в термостаті та температури органічних сумішей в біореакторах №1–№4 під час серії лабораторного компостування та зміна в часі різниці температур $\Delta T = (T_k - T_m)$ представлені на рис. 4.

Перевищення температури компостних сумішей над температурою води в термостаті, тобто додатні значення різниці температур ΔT відповідають активізації екзотермічних біохімічних процесів, тоді як від'ємні значення різниці температур ΔT свідчить про послаблення цих процесів та про розвиток перехідних процесів адаптації мікробіоценозу до зміни температурного режиму. Початковий, мезофільний період компостування, який тривав перших 23 доби, характеризувався суттєвим розкидом значень різниці температур ΔT з найбільшою кількістю додатних значень ΔT в біореакторах №3 і №4, до яких на 2 добу досліджень було додано препарат "Мікробіофіт Старт".

Термофільний режим компостування відбувався протягом 15 діб, з 24-ої по 39-у добу при температурах 50–60 С. Найвищі температури компостної

суміші спостерігалися у біореакторі №4, у який на 24-ій добі було додано мікробіопрепарат "Мікробіофіт Пік" та препарат "Вермибіогумат".

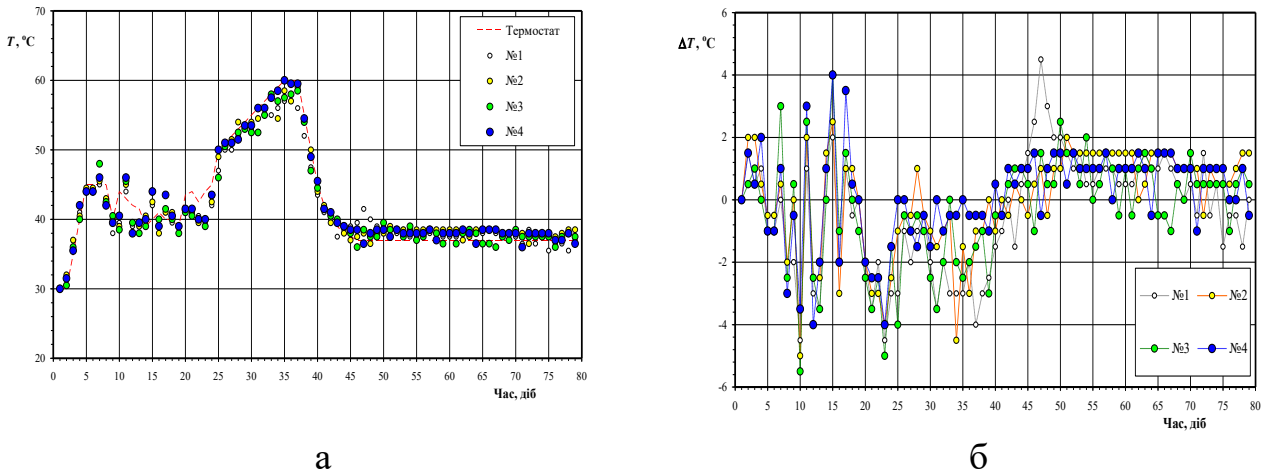


Рис.4. Зміна температури води у термостаті та температури компосту в біореакторах №1 – №4 (а) та різниця температур ΔT компосту в біореакторах №1 – №4 та температури води в термостаті (б).

На стадії дозрівання лабораторного компосту, з 42 по 79 добу, в термостаті підтримували практично постійну температуру (37–38 °С), що відповідає оптимальним температурам мезофільного режиму. У цей період спостерігали систематичне перевищення температури компостних сумішей над температурою води в термостаті. Середні значення різниць температур, отриманих у цей період, становили: $\Delta T_{\kappa 1} = 0,85$ °С; $\Delta T_{\kappa 2} = 1,00$ °С; $\Delta T_{\kappa 3} = 0,58$ °С; $\Delta T_{\kappa 4} = 0,85$ °С. Таке підвищення свідчить про повторну активізацію мезофільних мікробіомів після завершення термофільної стадії компостування за рахунок наявності значних резервів поживних речовин у біомасі компостних сумішей після 15-добової термофільної фази. Характерно, що додавання "Вермибіогумату" (реактор №2) зумовило максимальне збільшення температури, мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" (реактор №3) – мінімальне підвищення, а спільне додавання "Вермибіогумату" і "Мікробіофітів" (реактор №4) дало в результаті таку ж середню різницю температур, як у біореакторі №1 (без спеціальних добавок).

Вологість органічної суміші у всіх чотирьох біореакторах на початок лабораторного компостування, була однаковою і становила 71,9 %, що

відповідає вмісту сухої речовини 28,1 % мас. Проміжні визначення вологості компостних сумішей протягом періоду компостування показали низьку швидкість її зменшення в часі, що пояснюється закритим типом біореакторів із незначною інтенсивністю повітрообміну та високою відносною вологістю повітряного середовища над лабораторними біореакторами за рахунок випаровування води з поверхні термостата. Перше статистично значиме зниження вологості у реакторах №1–№3 зафіксоване на 30 добу від початку лабораторного компостування, через 6 діб від початку активної термофільної стадії та після другого внесення спеціальних препаратів. На 33 добі досліджень відзначено початок втрати суцільності та характерне для компостів структурування біомаси. Від початку термофільної стадії спостерігали суттєву якісну та кількісну різницю компостних сумішей у чотирьох дослідних біореакторах. Вологість зростала в напрямку від реактора №1 до №4, тоді як поточний об'єм та маса компосту зростала від №1 до №3, далі №2 та з максимумом в реакторі №4. Потрібно зазначити, що компостна суміш у біореакторі №4 за зовнішнім виглядом сильно відрізнялася від інших сумішей, за структурою нагадуючи легке розбухле дріжджове тісто. Після перемішування-аерації об'єм компостної суміші в реакторі №4 на 1/4–1/3 знижувався, але через 24 години знову набував легкої розбухлої структури.

Кінцева вологість лабораторного біокомпосту після 78 діб компостування зростала в напрямку від біореактора №1 до №4 (табл. 5.9). Середня кінцева вологість компосту становила:

- у біореакторі №1 (без додавання спеціальних препаратів): $61,0 \pm 1,4$ %;
- у біореакторі №2 (із додаванням "Вермибіогумату"): $62,3 \pm 3,0$ %;
- у біореакторі №3 (із додаванням "Мікробіофітів Старт, Пік і Фініш"): $64,6 \pm 1,8$ %;
- у біореакторі №4 (із одночасним додаванням мікробіопрепаратів "Мікробіофітів Старт, Пік і Фініш" та "Вермибіогумату"): $68,9 \pm 0,8$ %.

Отримано статистично значиме підвищення водозатримувальної здатності компостних сумішей за рахунок додавання як "Вермибіогумату", так

і, в більшому ступені за рахунок мікробіопрепаратів "Мікробіофітів Старт, Пік, і Фініш". У перерахунку на готовий лабораторний компост, це підвищення вологості становило 1,3 % відносно компосту без добавок при додаванні "Вермибіогумату" та 3,6 % при додаванні "Мікробіофітів". При спільному додаванні мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" та "Вермибіогумату" цей ефект синергетично зріс до 7,9 %. Таке збільшення водозатримувальної здатності може бути особливо корисним при промисловому компостуванні у буртах органічних сумішей із високим вмістом ОСВ, оскільки воно дозволяє зберігати легку, повітропроникну структуру компостної суміші, захищаючи її від пересихання та утворення щільної кірки, що потенційно є загрозою нормальному перебігу аеробного компостування при високому вмісті високов'язких механічно-зневоднених ОСВ. Матеріальні баланси за загальною масою компостних сумішей та за вмістом у них сухих речовин представлені на рис. 5.

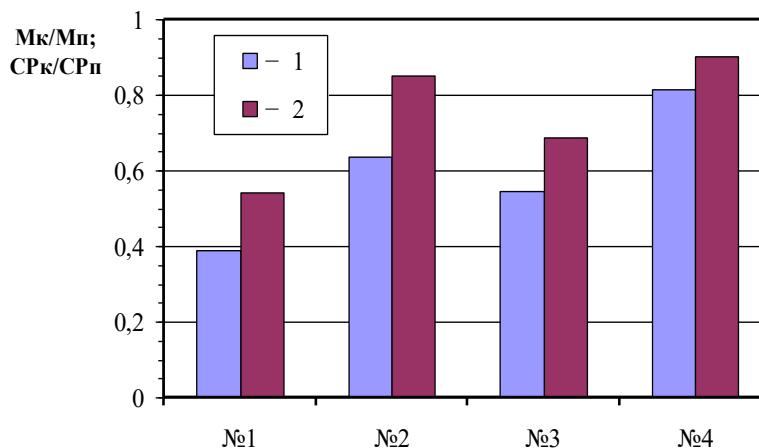


Рис. 5. Відносне зниження маси та вмісту сухої речовини у компостах:
 1 – M_k/M_n ; 2 – CP_k/CP_n

У компості №1, отриманому за 78 діб лабораторного компостування без використання спеціальних добавок, маса готового компосту становила 39,1 % від початкової, тоді як додавання 3 мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" (№3) підняло цей показник до 54,7 %, а 3-разове додавання "Вермибіогумату" (№2) – до 63,5 %. Найвищим цей показник отримано для компосту з біореактора №4, з одночасним додаванням мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" та "Вермибіогумату" – 81,5 % від маси початкової сировинної суміші.

Найбільше зниження маси СР отримано в компості №1 – до 54,3 % від початкового значення, тоді як для компосту №3 цей показник становив 68,8%, для компосту №2 – 85,1%, а для компосту №4 – 90,2%. Незначне зменшення маси сухих речовин у компості №2 і №4 можна пояснити суттєвим наростанням "корисної" мікробіальної біомаси, що підтверджується результатами мікробіологічних досліджень, які у цій публікації не приведені.

Моніторинг зміни вологості та температури в бурті в процесі компостування в промислових умовах

Графік зміни температури біля підшови бурта, посередині бурта та зміни вологості у цій же точці приведені на рис. 6.

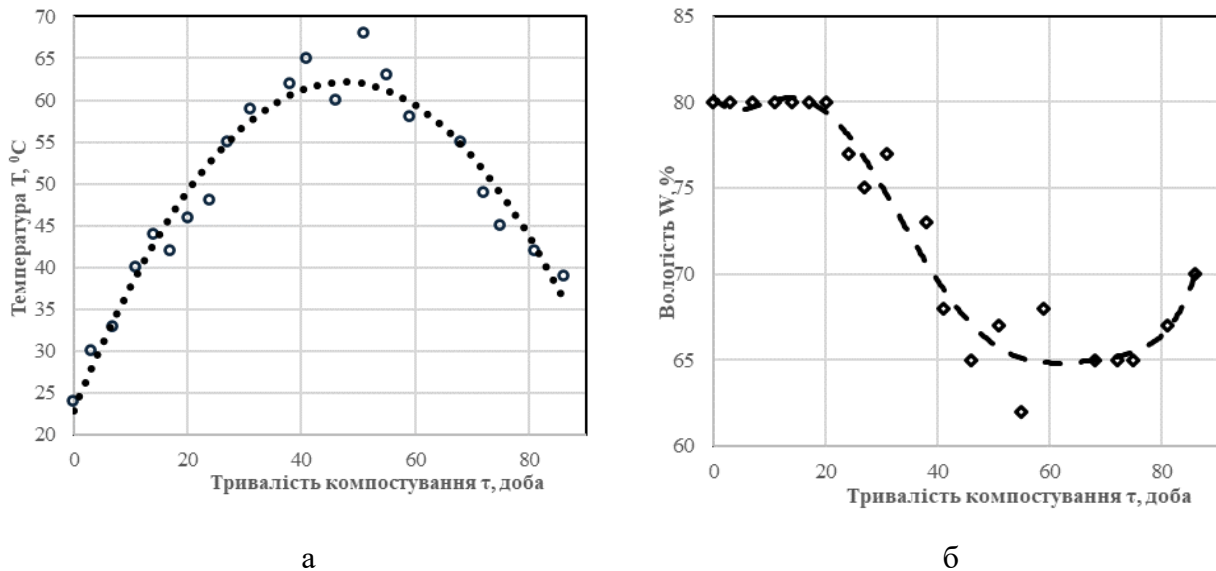


Рис.6. Зміна температури компосту (а) та його вологості (б)
посередині бурта в період компостування

Як видно із рис. 6, температура на протязі 40 діб нарастає до (60-65) °С, пізніше в другій половині процесу (до 90 діб) спадає до 40 °С. Вологість на протязі 20 діб залишається незмінною, пізніше дещо знижується (в період максимальних темпів росту температури). Очевидно це пов'язано із випаровуванням частини вологи під дією підвищеної температури бурта. Після цього вологість стабілізується на рівні 65%. В період стабілізації (визрівання компосту) температура його знижується до температури навколишнього середовища.

Отже, в результаті досліджень доведена можливість отримання компосту із сировини, в склад якої входять осади стічних вод. Технологія компостування такого компосту від технології компостування сировини без включення осадів стічних вод відрізняється несуттєво. Висновок про відповідність отриманого компосту умовам рекультивації може бути зроблений на основі аналізу агрохімічних випробувань, описаних нижче.

Випробування ростового субстрату в польових умовах

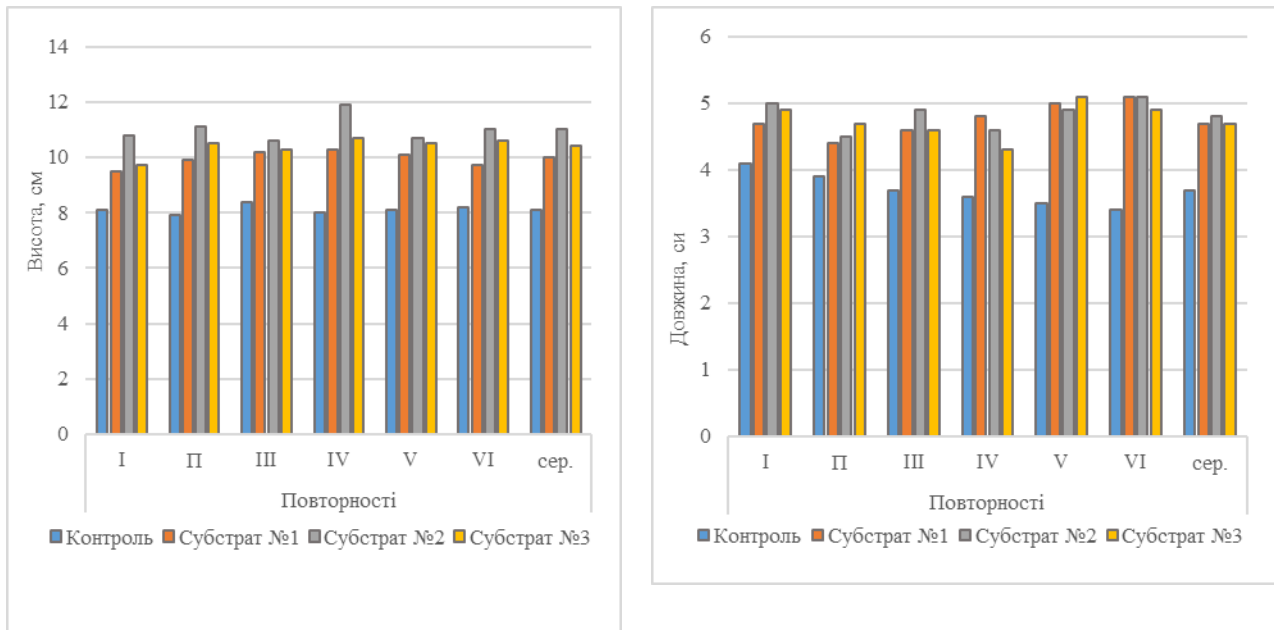
Перші сходи культури з'явилися через 10 днів після висіву. Кількість рослин райграсу пасовищного на 1м² становила: на контролі 390-416 (в середньому 404) штук, на варіанті з субстратом №1 – 404-433 (в середньому 418) штук, на варіанті з субстратом №2 – 426-478 (в середньому 444) штук, на варіанті з субстратом №3 – 402-431 (в середньому 421) штук.

Впродовж дослідів проводилися фенологічні спостереження за станом розвитку біоіндикаційних рослин. Загальний вид біоіндикаційних рослин представлений на рис. 7.

Періодично здійснювався відбір зразків для контролю розвитку біоіндикаційних рослин. Здійснювалися заміри основних параметрів: висоти та довжини коренів рослин.



Рис. 7. Загальний вид біоіндикаційних рослин



а

б

Рис.8. Висота рослин (а) та довжина коренів рослин (б) через 50 днів після висіву

Як видно із рис.8, висота рослин райграсу пасовищного через 50 днів після висіву – відповідно на 1,9-2,9 см вища, ніж на контролі.

Довжина коренів райграсу пасовищного на контрольному варіанті в середньому становила 3,7 см. На варіантах з субстратами № 1,2,3 довжина коренів була майже однакова і становила 4,7-4,8 см.

Згідно регламентів польових агрохімічних досліджень для достовірних даних необхідно провести багаторічні спостереження (від 3-х років). Проте дослідження впродовж вегетаційного періоду отримано перспективні результати. Виготовлені субстрати на основі біокомпостів з ОСВ краще забезпечували поживними елементами біоіндикаційні рослини, створювали більш сприятливу реакцію ніж на контролі (мінеральному ґрунті), що забезпечувало кращий ріст і розвиток райграсу пасовищного.

Отримані результати якісного хімічного складу досліджуваних компостів свідчать про значний вміст в них основних біогенних елементів, макро- і мікроелементів, сприятливу реакцію, а також про достатній вміст органічної речовини, які можуть забезпечувати поживними речовинами більшість сільськогосподарських та технічних культур.

Умовно безпечний хімічний склад компостів дозволяє їхнє перспективне використання як основи субстратів для використання в процесі біологічної рекультивації.

В результаті фізико-хімічного та агрохімічного аналізу досліджуваних субстратів перед посівом райграсу пасовищного встановлено тенденцію до підлужнення ґрунтового середовища, нагромадження обмінних катіонів кальцію і магнію, різкого зростання вмісту органічної речовини, основних елементів живлення (легкогідролізних сполук азоту, рухомого фосфору, обмінного калію) та мікроелементів порівняно із контрольним варіантом.

Подяка

Це дослідження було проведено за підтримки Міністерства освіти і науки України (Проект ДБ «Комплексна технологія відновлення та реабілітації пошкоджених земель із використанням субстратів, капсульованих добрив та природних сорбентів»).

Висновки

У лабораторних і натурних умовах успішно апробована технологія аеробного компостування сировинних сумішей з ОСВ, харчових відходів та рослинних відходів різних видів. Процес компостування та дозрівання тривав впродовж 78 діб для лабораторних досліджень і 85 діб для промислових досліджень. У результаті отримано партію компосту, дослідження якого продовжили в польових умовах

Дослідження впродовж вегетаційного періоду показали перспективні результати стосовно використання біокомпостів із вмістом у сировині харчових відходів для вирощування райграсу пасовищного. Отримані дані свідчать про вміст значної кількості основних біогенних елементів та макро- та мікроелементів у досліджуваних компостах, чим і пояснюється кращий ріст і розвиток рослин. Хімічний склад компостів відповідає умовам безпечного використання як субстратів для біологічної рекультивації, що підтверджено фізико-хімічним та агрохімічним аналізом.

Список літератури

- Alsulaili, A., Ali, O., Alenezi, N., & Al-Dabbous, A. N. (2024). Selection of municipal solid waste disposal technology using the Analytic Hierarchy Process and Genetic Algorithm for Gulf Cooperation Council countries. *Journal of Engineering Research*, in press. <https://doi.org/10.1016/j.jer.2024.03.015>
- Anderson, R., Bayer, P. E., & Edwards, D. (2020). Climate change and the need for agricultural adaptation. *Current Opinion in Plant Biology*, 56, 197–202. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2019.12.006>
- Antoniou, N., Monlau, F., Sambusiti, C., Ficara, E., Barakat, A., & Zabaniotou, A. (2019). Contribution to circular economy options of mixed agricultural wastes management: Coupling anaerobic digestion with gasification for enhanced energy and material recovery. *Journal of Cleaner Production*, 209, 505–514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.055>
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresourcе Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Chew, W., Yap, J. Y., Show, P. L., Suan, N. H., Juan, J. C., Ling, T. C., Lee, D.-J., & Chang, J.-S. (2017). Microalgae biorefinery: High value products perspectives. *Bioresourcе Technology*, 229, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.006>
- Colacicco, A., De Gioannis, G., Muntoni, A., Pettinao, E., Polettini, A., & Pomi, R. (2010). Enhanced electrokinetic treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and PAHs. *Chemosphere*, 81(1), 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.004>
- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives. *Official Journal of*

the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0098>

- Elgarahy, M., Eloffy, M. G., Alengebawy, A., El-Sherif, D. M., Gaballah, M. S., Elwakeel, K. Z., & El-Qelish, M. (2023). Sustainable management of food waste: Pre-treatment strategies, techno-economic assessment, bibliometric analysis, and potential utilizations – A systematic review. *Environmental Research*, 225, 115558. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115558>
- Esmailian, B., Wang, B., Lewis, K., Duarte, F., Ratti, C., & Behdad, S. (2018). The future of waste management in smart and sustainable cities: A review and concept paper. *Waste Management*, 81, 177–195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.047>
- Farrell, M., & Jones, D. L. (2009). Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100, 4301–4310. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.029>
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B., & Yang, L. (2010). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78(5), 614–619. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.056>
- Guo, X., Zhu, Z., Song, C., Chen, X., Zhao, Y., & Zhao, M. (2023). Differences in organic nitrogen transformation during chicken manure composting with the addition of different disaccharides. *Science of the Total Environment*, 888, 164174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164174>
- Gupta, S. K., & Singh, G. (2007). Assessment of the efficiency and economic viability of various methods of treatment of sanitary landfill leachate. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135(1–3), 107–117. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9714-2>
- Hao, X., Chen, Q., Van Loosdrecht, M. C. M., Li, J., & Jiang, H. (2020). Sustainable disposal of excess sludge: Incineration without anaerobic digestion. *Water Research*, 170, 115298. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115298>

- He, Z., Long, L., Yuan, H., Pang, H., Wang, Y., Ye, L., Xu, M., Chen, C., Liu, Y., Xiao, Y., Xu, C., Wu, J., & Yang, G. (2023). Remediation of heavy-metal-contaminated soil with two organic acids: Washing efficiency, recovery performance, and benefit analysis. *Journal of Cleaner Production*, 393, 136235. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136235>
- Hueso, S., García, C., & Hernández, T. (2012). Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 50, 167–173. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.026>
- Iqbal, M. K., Nadeem, A., Sherazi, F., & Khan, R. A. (2015). Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(5), 1759–1768. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0543-x>
- Juwarkar, A. S., Juwarkar, A., & Khanna, P. (2004). Use of selected waste materials and biofertilizers for industrial solid waste reclamation. *Waste Management Series*, 4, 911–948. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(04\)80037-0](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(04)80037-0)
- Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Bhandar, G. S., Hauschild, M., & Christensen, T. H. (2007). Modelling of environmental impacts of solid waste landfilling within the life-cycle analysis program EASEWASTE. *Waste Management*, 27(7), 961–970. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.017>
- Kobylkin, D., Zachko, O., Popovych, V., Burak, N., Golovaty, R., & Wolff, C. (2020). Models for changes management in infrastructure projects. *CEUR Workshop Proceedings*, 2565, 106–115.
- Mageed, Z. N., Mohammed, H. H., Zayer, T. M., Noori, A. M., Farhan, S. A., & Dadoosh, R. M. (2019). Study the photodegradation and biodegradation of p-cresol novolac (polyepoxy) in presence and absence of dibenzoyl peroxide. *Materials Science and Engineering*, 571, 012088. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/571/1/012088>
- Malovanyy, M., Tymchuk, I., Sliusar, V., Zhuk, V., Storoshchuk, U., Masykevich, A., & Krusir, G. (2024). Parameters of aerobic biocomposting of various age

- wastewater sludge with the addition of plant raw materials. *Chemistry and Chemical Technology*, 18(1), 76–82. <https://doi.org/10.23939/chcht18.01.076>
- Matsakas, L., Gao, Q., Jansson, S., Rova, U., & Christakopoulos, P. (2017). Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. *Electronic Journal of Biotechnology*, 26, 69–83. <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2017.01.004>
- Meena, M. D., Dotaniya, M. L., Meena, B. L., & al. (2023). Municipal solid waste: Opportunities, challenges and management policies in India: A review. *Waste Management Bulletin*, 1(1), 4–18. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2023.04.001>
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F., & Bernal, M. P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*, 100(22), 5454–5460. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.007>
- Mukesh, H. V., Pillai, K. R., & Mamman, J. (2020). Action-embedded pedagogy in entrepreneurship education: An experimental enquiry. *Studies in Higher Education*, 45(8), 1679–1693. <https://doi.org/10.1080/03075079.2019.1599848>
- Najar, I. N., Sharma, P., Das, R., Tamang, S., Mondal, K., Thakur, N., Gandhi, S. G., & Kumar, V. (2024). From waste management to circular economy: Leveraging thermophiles for sustainable growth and global resource optimization. *Journal of Environmental Management*, 360, 121136. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121136>
- Ogundiran, M. B., Adejumo, S. A., & Fagbenro, J. A. (2024). Sustainable remediation techniques for solid waste polluted soils. In *Environmental Pollution and Public Health* (pp. 265–288). <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95967-4.00002-7>
- Popovych, V., Stepova, K., Voloshchyshyn, A., & Bosak, P. (2019). Physico-chemical properties of soils in Lviv-Volyn coal basin area. *E3S Web of Conferences*, 105, 02002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910502002>

- Ptashnyk, V., Bordun, I., Malovanyy, M., Chabecki, P., & Pieshkov, T. (2020). The change of structural parameters of nanoporous activated carbons under the influence of ultrasonic radiation. *Applied Nanoscience*, 10(12), 4891–4899. <https://doi.org/10.1007/s13204-020-01393-z>
- Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., & Zhang, Z. (2014). Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Management*, 34, 530–535. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.007>
- Qambrani, N. A., Rahman, M. M., Won, S., Shim, S., & Ra, C. (2017). Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 255–273. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>
- Radziemska, M., Gusiatin, Z. M., Cydzik-Kwiatkowska, A., Cerdà, A., Pecina, V., Bęś, A., & Brtnický, M. (2021). Insight into metal immobilization and microbial community structure in soil from a steel disposal dump phytostabilized with composted, pyrolyzed or gasified wastes. *Chemosphere*, 272, 129576. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129576>
- Rangabhashiyam, S., Dos Santos Lins, P. V., De Magalhães Oliveira, L. M. T., Sepulveda, P., Ighalo, J. O., Rajapaksha, A. U., & Meili, L. (2021). Sewage sludge-derived biochar for the adsorptive removal of wastewater pollutants: A critical review. *Environmental Pollution*, 293, 118581. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118581>
- Sadef, Y., Poulsen, T. G., Habib, K., Iqbal, T., & Nizami, A. S. (2016). Uncertainty in degradation rates for organic micropollutants during full-scale sewage sludge composting. *Waste Management*, 56, 396–402. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.018>
- Shahnazari, A., Rafiee, M., Rohani, A., Bhushan Nagar, B., Ebrahiminik, M. A., & Aghkhani, M. H. (2020). Identification of effective factors to select energy recovery technologies from municipal solid waste using multi-criteria

- decision making (MCDM): A review of thermochemical technologies. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 40, 100737. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100737>
- Sivan, A. (2011). New perspectives in plastic biodegradation. *Current Opinion in Biotechnology*, 22(3), 422–426. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.01.013>
- Skrobala, V., Popovych, V., Tyndyk, O., & Voloshchyshyn, A. (2022). Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*, 16(4), 71–79. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.071>
- Soloviy, C., Malovanyy, M., Bordun, I., Ivashchyshyn, F., Borysiuk, A., & Kulyk, Y. (2020). Structural, magnetic and adsorption characteristics of magnetically susceptible carbon sorbents based on natural raw materials. *Journal of Water and Land Development*, 47(X–XII), 160–168. <https://doi.org/10.24425/jwld.2020.135043>
- Tulaydan, Y., Malovanyy, M., Kochubei, V., & Sakalova, H. (2017). Treatment of high-strength wastewater from ammonium and phosphate ions with the obtaining of struvite. *Chemistry & Chemical Technology*, 11(4), 463–468. <https://doi.org/10.23939/chcht11.04.463>
- Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Zhuk, V., Masikevych, A., & Synelnikov, S. (2020). Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste: A perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*, 14(2–4), 248–263. <https://doi.org/10.1504/IJFIP.2020.111239>
- Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Chornomaz, N., Popovych, O., Grechanik, R., & Symak, D. (2021a). Review of the global experience in reclamation of disturbed lands. *Inżynieria Ekologiczna*, 22(1), 24–30. <https://doi.org/10.12912/27197050/132097>
- Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., & Yatsukh, K. (2021b). Sewage sludge as a component to create a substrate for biological reclamation. *Ecological*

Engineering & Environmental Technology, 22(4), 229–237.
<https://doi.org/10.12912/27197050/137863>

Vermeulen, I., Van Caneghem, J., Block, C., Dewulf, W., & Vandecasteele, C. (2012). Environmental impact of incineration of calorific industrial waste: Rotary kiln vs. cement kiln. *Waste Management*, 32(10), 1853–1863.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.035>

Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C., & Vithanage, M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126627.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627>

Ye, J., Chen, X., Chen, C., & Bate, B. (2019). Emerging sustainable technologies for remediation of soils and groundwater in a municipal solid waste landfill site: A review. *Chemosphere*, 227, 681–702.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.053>

Zabaniotou, A., Rovas, D., Libutti, A., & Monteleone, M. (2015). Boosting circular economy and closing the loop in agriculture: Case study of a small-scale pyrolysis–biochar-based system integrated in an olive farm in symbiosis with an olive mill. *Environmental Development*, 14, 22–36.
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.12.002>

Zueva, S., Ferella, F., Corradini, V., & Vegliò, F. (2024). Review of organic waste-to-energy (OWtE) technologies as a part of a sustainable circular economy. *Energies*, 17(15), 3797. <https://doi.org/10.3390/en17153797>

АНАЛІЗ СПОЛУК ХРОМУ В ҐРУНТІ ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

Петрушка К.І., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
доцент кафедри ЕЗП, Львів, Україна

Петрушка І.М., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
професор, завідувач кафедри ЕБПД, Львів, Україна

Abstract

The presence of heavy metals in soil as a result of military operations is a complex environmental problem. Chromium enters the environment through various military activities, including the use of ammunition, explosives, fuels and other military equipment. The presence of chromium ions in the biosphere significantly increases the level of danger in such environments as soil, in which chromium can exist in two main forms - trivalent chromium (Cr(III)) and hexavalent chromium (Cr(VI)). We conducted an analysis of the soil with the highest concentration of chromium ions. The purpose of our research is to determine the presence of chromium compounds in soil as a result of military operations in order to reduce the impact of chromium compounds on the environment. If chromium pollution continues on a permanent basis, for example, for 3 years, this can lead to irreversible changes in local ecosystems and threaten human health through the consumption of contaminated water and products. Therefore, chromium pollution can have serious consequences for ecosystems, including a decrease in biodiversity and disruption of food chains.

Вступ

Шестивалентний хром є більш токсичним і канцерогенним. Забруднення хромом може призводити до деградації ґрунту, змінюючи його фізико-хімічні властивості та знижуючи родючість. Значний і повільно відновлювальний баланс до фонових концентрацій іонів хрому в водному середовищі створює передумови проникання у водні системи через поверхневий стік та

інфільтрацію, забруднюючи підземні і поверхневі води. Це створює ризики для водопостачання та здоров'я людей. Найбільш небезпечним є валентність Cr(VI), який є дуже токсичним для людини і може викликати різні проблеми, включаючи шкірні захворювання, респіраторні проблеми, ушкодження внутрішніх органів і підвищений ризик розвитку раку. Хром (Cr) присутній у природі в основному у формі важкорозчинних мінералів Cr(III). Іншим стабільним ступенем окислення хрому є VI, який утворює дуже розчинні хроматні сполуки.

Однак наявність значних кількостей Cr(VI) у ґрунті та воді свідчить про те, що відбулося штучне додавання іонів хромату внаслідок промислової діяльності. Наприклад, шкіряна промисловість утворює тверді відходи з високим вмістом оксидів Cr(III). Ці оксиди Cr(III) розчиняються при значеннях рН нижче 6. Сполуки Cr(VI) розчиняються в кислотних і основних середовищах, і вони легко відновлюються до частин Cr(III) у кислотних умовах. Таким чином, хром як забруднювач може бути знайдений у воді або у вигляді розчинених видів хромату (VI) та/або у вигляді погано розчинних оксидів Cr(III), що відкладаються в осадах. Cr(VI) потенційно більш небезпечний для живих організмів, ніж Cr(III), через його високу розчинність. Максимально допустима концентрація загального розчинного хрому в питній воді встановлена на рівні 0,05 мг/л (Peng et al., 2022; Chen et al., 2018; Mortazavian et al., 2022; Li et al., 2020). Хроміт, FeCr_2O_4 , природний джерело Cr (Aigbe et al., 2020) може бути окислений до Cr(VI) у присутності мінералів Mn (III/IV), які часто зустрічаються в ґрунтах (Beukes et al., 2017; Hu et al., 2016; Luizon Filho et al., 2020). З іншого боку, органічні сполуки, сполуки заліза та сульфідні сполуки можуть створювати умови для відновлення Cr(VI) до Cr(III), тобто ці окислювально-відновні реакції можуть відбуватися в забруднених водах, відкладах і ґрунтах, утворюючи сполуки хроматиту CaCrO_4 як основної кристалічної фази, та заліза у вигляді сполуки FeOHCrO_4 (Wise et al., 2022; Karimi-Maleh et al., 2021; Petrushka & Petrushka, 2023).

Проте джерела забруднення хромом суттєво впливають на довкілля під час військових дій, внаслідок використання боєприпасів і вибухових речовини, палива і мастильних матеріалів, накопичення виведеної з ладу техніки та зношених металевих частин і уламків і т. д.

Відповідно до загроз довкіллю існують такі рекомендації щодо зменшення впливу сполук хрому на довкілля: а) Використання методів ремедіації, таких як фіторемедіація (використання рослин для очищення ґрунту), хімічна обробка та біоремедіація (використання мікроорганізмів для деградації забруднювачів), може допомогти знизити рівень хрому в ґрунті; б) Постійний моніторинг рівнів хрому в зонах військових дій та регулювання використання матеріалів, що містять хром, можуть зменшити ризики забруднення; с) Застосування програм екологічного відновлення, включаючи рекультивацію пошкоджених земель і захист водних ресурсів, є важливим для зменшення впливу хрому на навколишнє середовище.

Методи аналізу

Зразки ґрунту аналізували за допомогою SEM (скануючої електронної мікроскопії) для визначення їх морфологічних характеристик. Деякі мікрофотографії ілюструють форму частинок ґрунту (рис. 2). Ґрунт — це неоднорідний матеріал із різноманітним гранулометричним складом. Аналіз частинок ґрунту проводився за допомогою електронної мікроскопії (EDS), що вказує на наявність хрому і його сполук у ґрунті (рис. 2а).

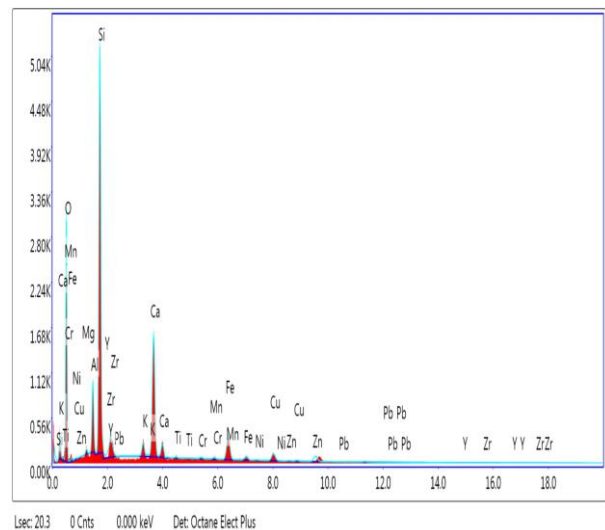
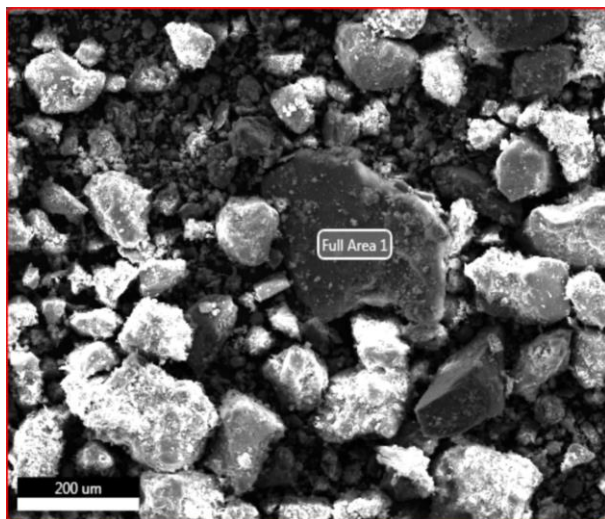
Аналіз EDS представлений на рисунках з різних зон зразка. Встановлено, що вміст елементів у ґрунті суттєво відрізняється через структуру кристалічної ґратки таких елементів як: Si, Al, O, Fe, Ca, K, Mg, Na та Cr. Необхідно відмітити що наявність у ґрунті Ba^{2+} (Bazhina et al., 2020; Jae-Gon & Dixon, 2002). Барій пов'язаний з глинистими компонентами в ґрунтах, утворюючи хроматну мінеральну фазу, $BaCrO_4$, який може бути джерелом Cr(VI) (Matern et al., 2017; Matern et al., 2016). Наявність Ba^{2+} можна пов'язати з розмивом інтрузивних порід з півночі досліджуваної території (Kazakis et al., 2018). Вміст

заліза також змінюється і базується на результатах EDS; необроблений ґрунт має найвищий вміст Fe.

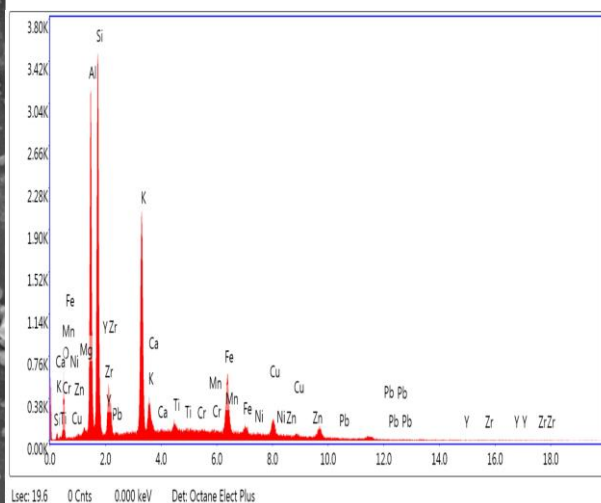
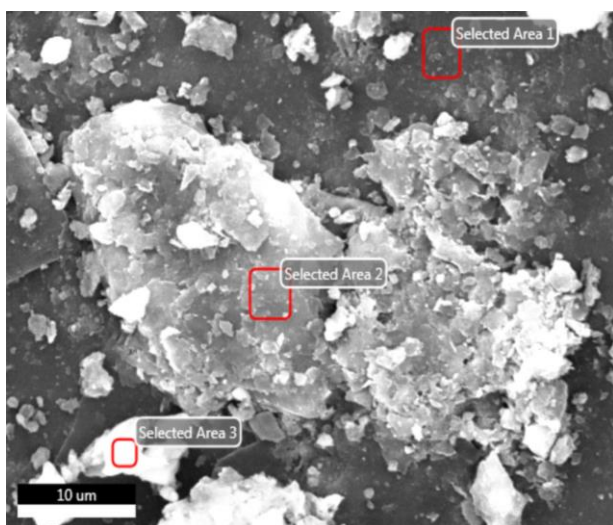
Експериментальна частина

Для проведення ESP та SEM аналізу проб ґрунту у місцях вибуху на наявність важких металів вибрані проби G7, в яких присутня концентрація, яка значно перевищує гранично-допустимі концентрації, в яких відповідно XRF аналізу спостерігаються перевищення фонових концентрацій.

В пробі G7 досліджували область 1 (рис. 1) при збільшенні кратності від 300 до 5740 разів в досліджуваних зонах 1-3.

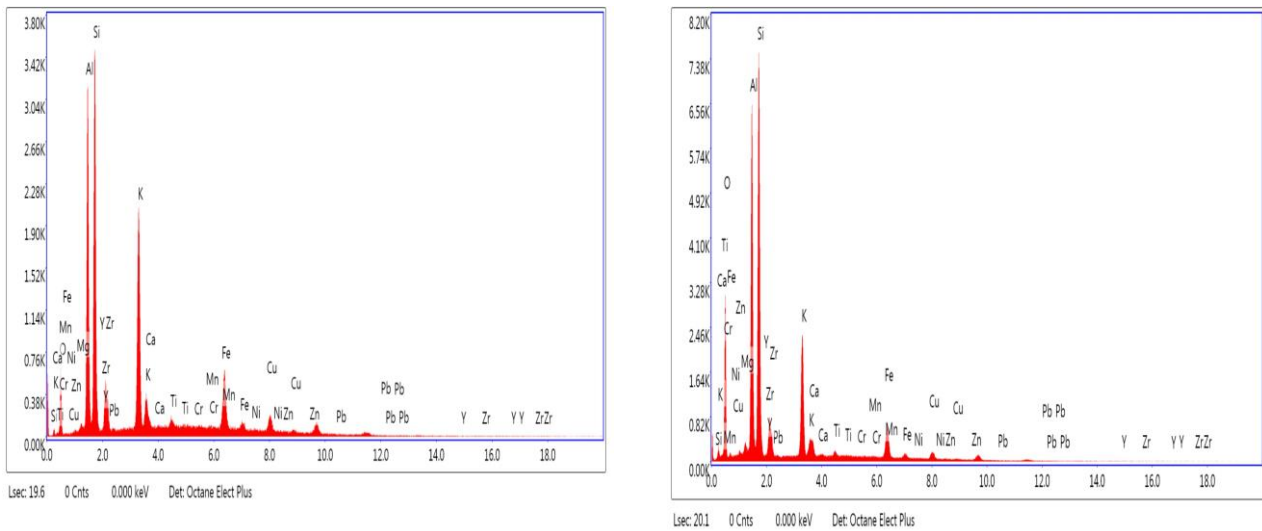


Дослідження по зонах при кратності збільшення в 300 х



Зона дослідження 1

Зона дослідження 2



Зона дослідження 3

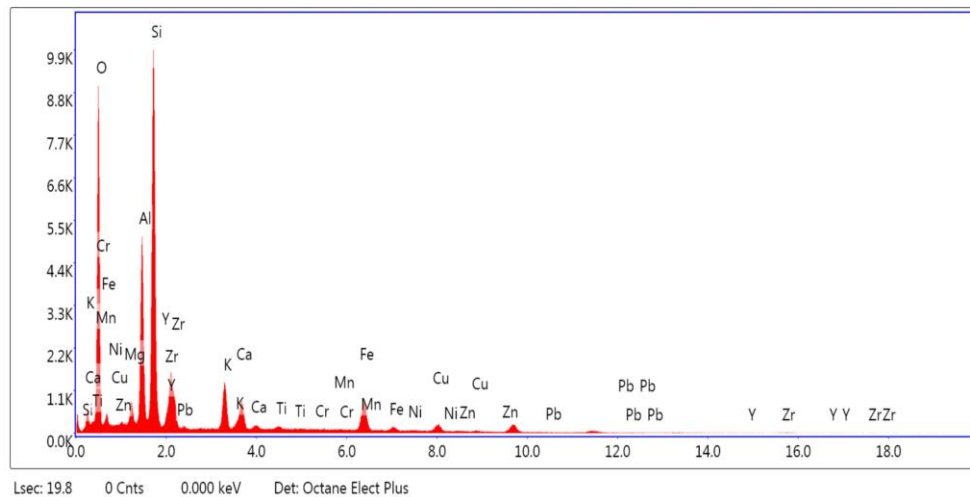


Рис. 1. Експериментальні дані по виділених зонах (Зона дослідження 1-3)
пробах ґрунту G7 при кратності збільшення в 5740 x

Виділена область характеризується підвищеним вмістом кремнію (Si), проте рентгенофазовий аналіз вказує на присутність у ґрунті сполук у вигляді оксидів з гексагональною структурою кристалів, на основі іонів таких важких металів, як хром, марганець, нікель, цинк та титан (про що свідчить пік з інтенсивністю Octane Elect Plus в межах 0,05 до 2,2. До їх складу входять Ti, Ni, Sr, Cu, Cr, Zn, Zr. Проте необхідно відмітити присутність комплексної сполуки у вигляді CaCrO_4 (Joint Committee on Powder Diffraction Standards, JCPDS card 8-0458) (Petrushka et al., 2023) як основна кристалічна фаза, При цьому іони заліза різної валентності також можуть спричиняти умови утворення комплексної сполуки у вигляді FeOHCrO_4 . Про наявність цієї останньої сполуки повідомив Rock та ін. (Rock et al., 2001). У відповідності з

pH (6,5-8,5) елюатів під час вимивання хрому із забрудненого ґрунту було підтверджено, що залізо було не оксидом, а гідроксидом. FeOHCrO_4 , згідно з Puigdomenech (Puigdomenech, 2004), що вказує на те, що в розчині ця хімічна речовина не повинна утворюватися, однак вона випадає в осад. Отримані дані підтверджуються XRF аналізом досліджуваних проб (рис.2).

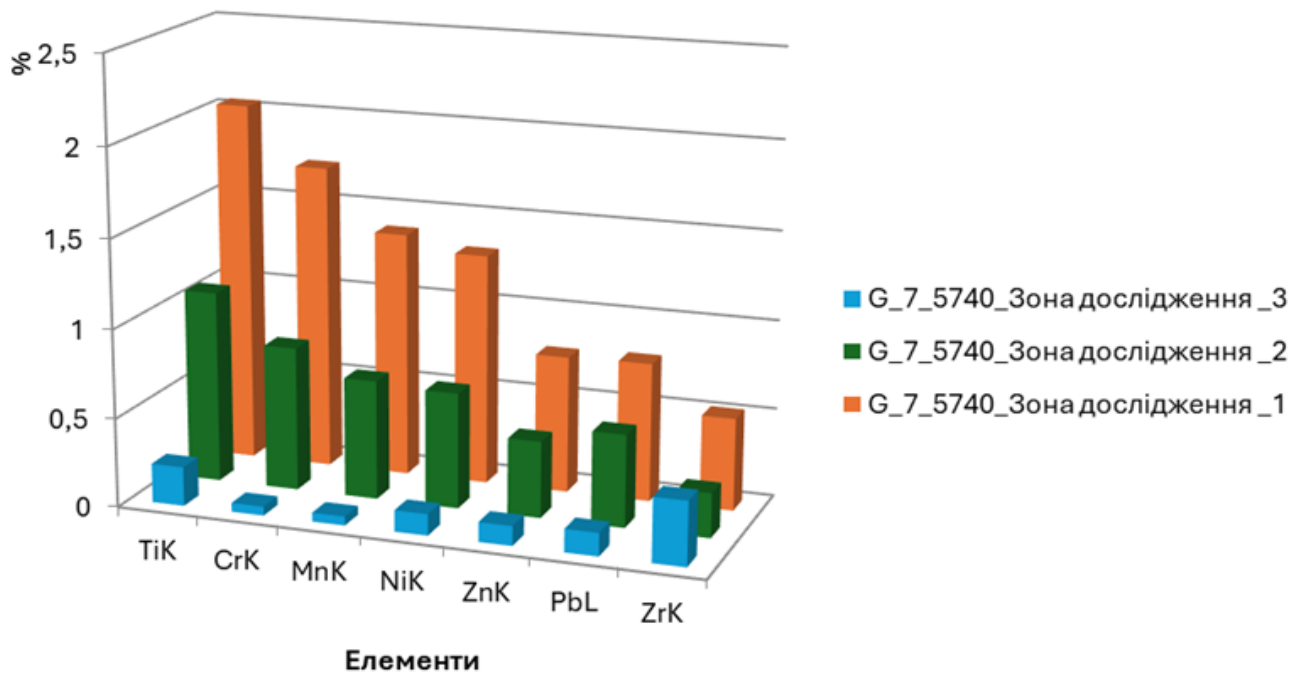
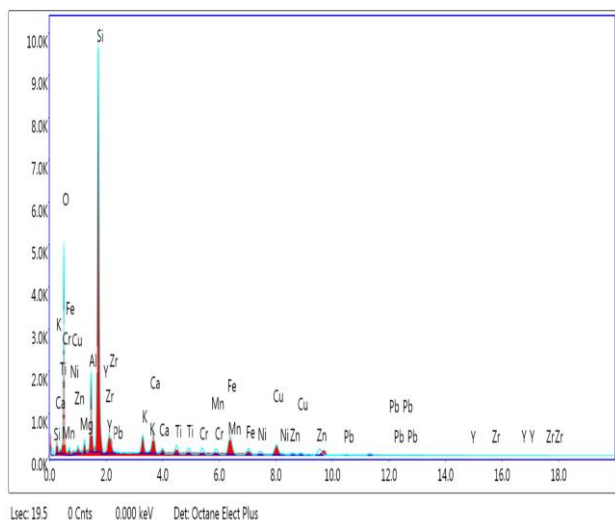
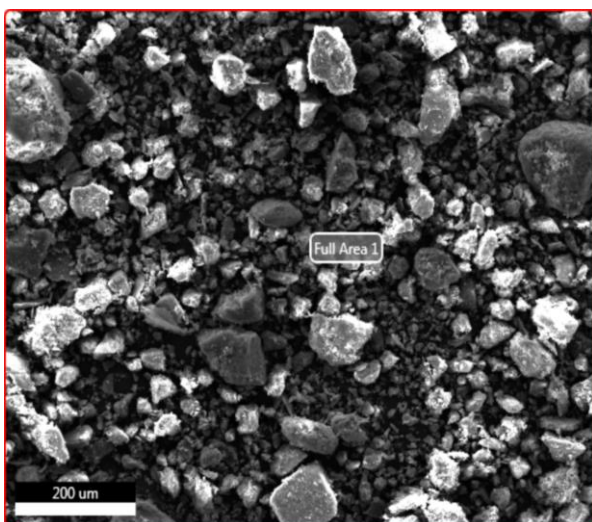
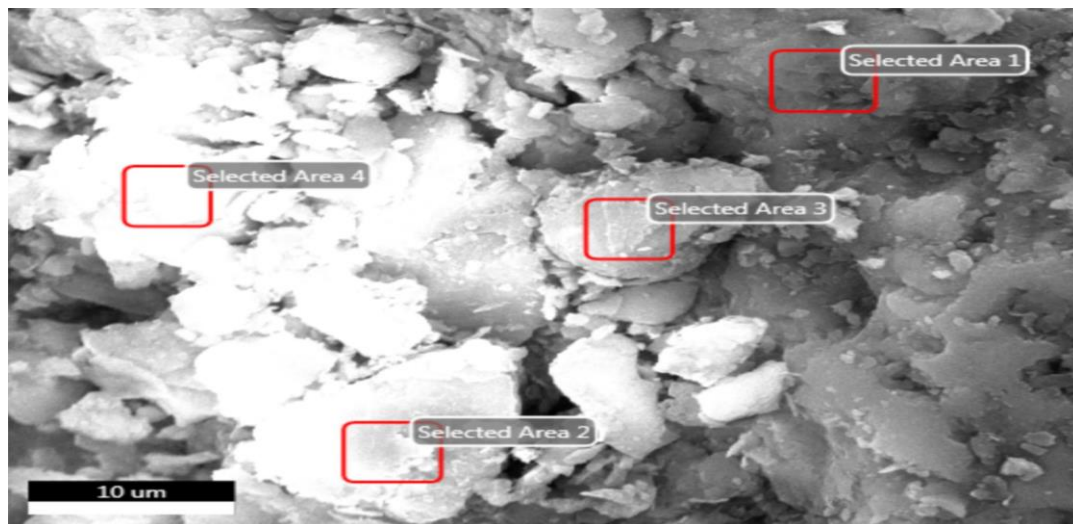


Рис. 2. XRF аналіз проби на вміст важких металів у досліджуваному ґрунті G7

При аналізі інших проб отримали підтверджуючі результати , які наведені на рис. 3-8.

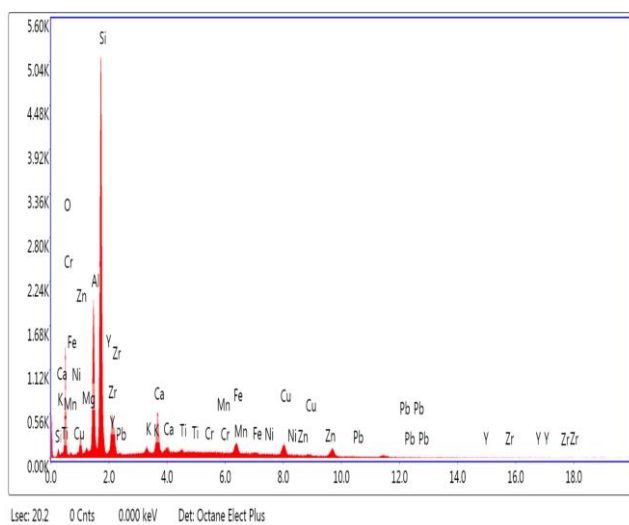
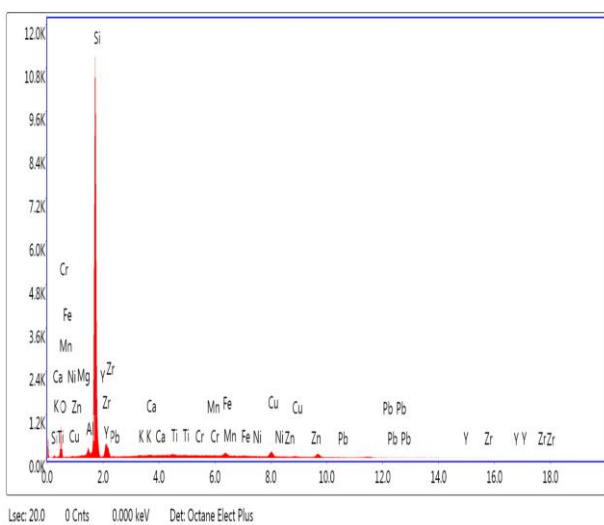


Дослідження по зонах при кратності збільшення в 5740 х



Зона дослідження 1

Зона дослідження 2



Зона дослідження 3

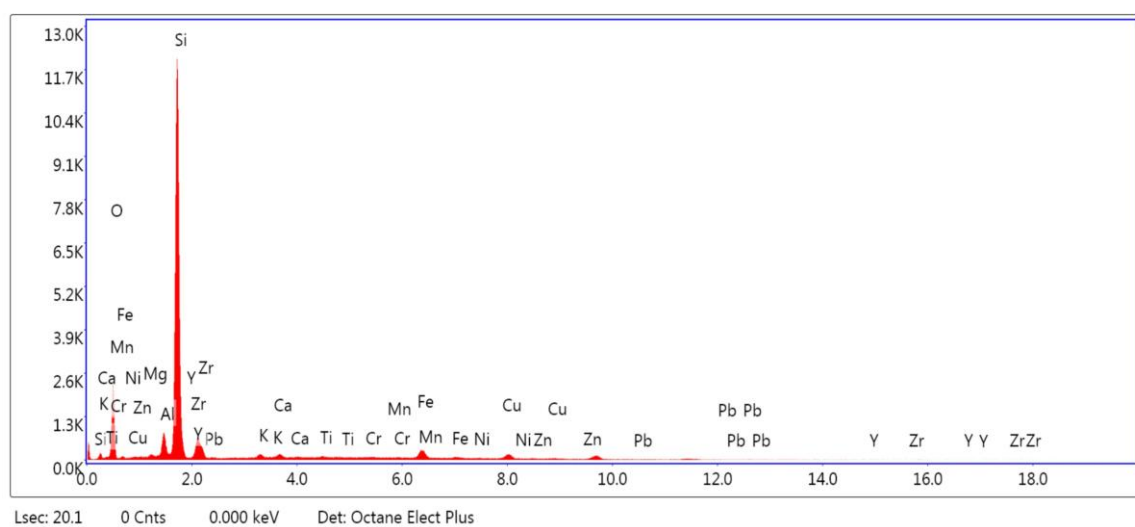


Рис. 3. Експериментальні дані по виділених зонах (Зона дослідження 1-3) в пробах ґрунту G10 при кратності збільшенні 5740 х

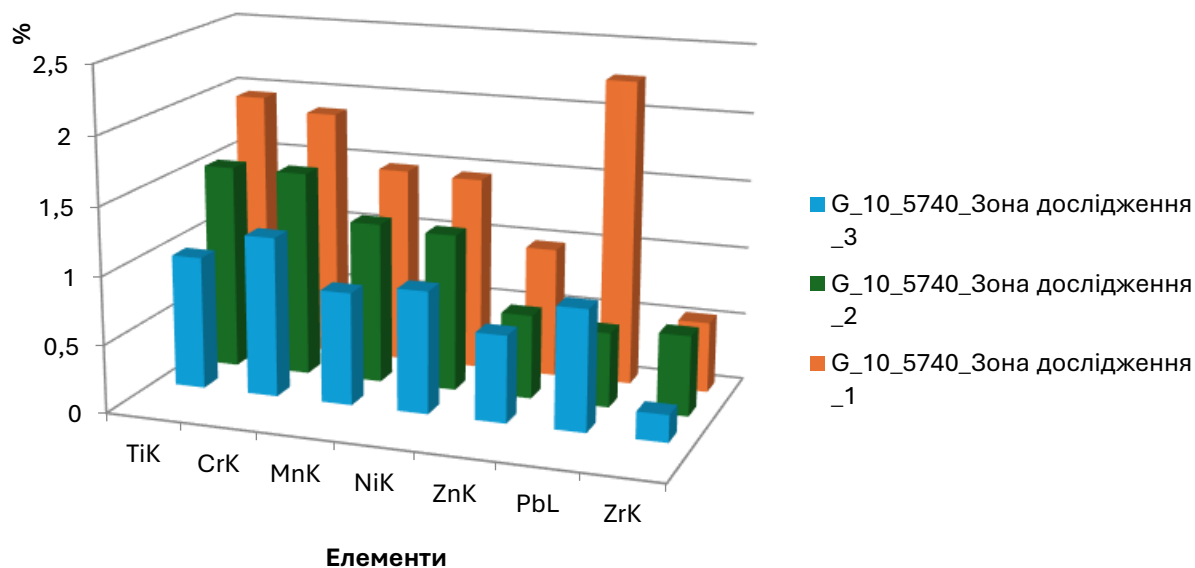
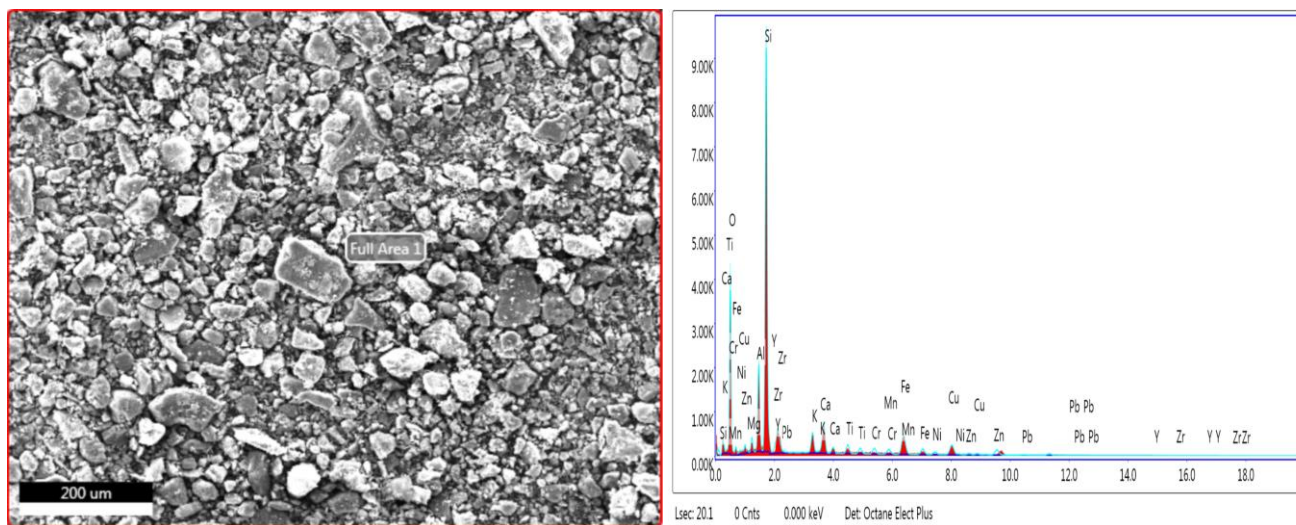
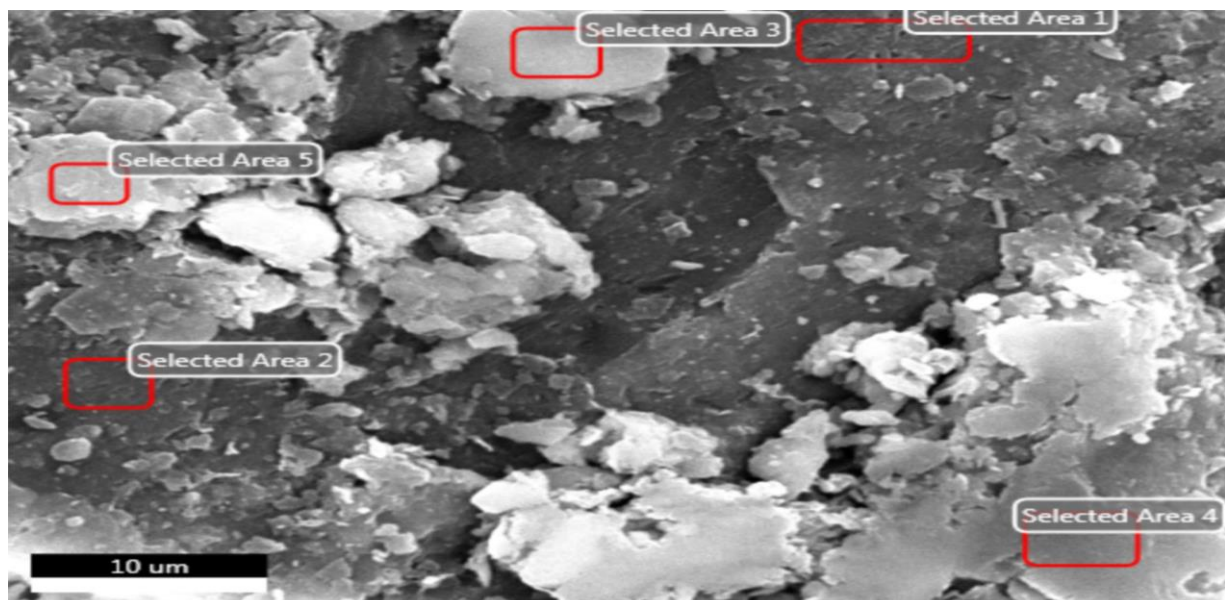


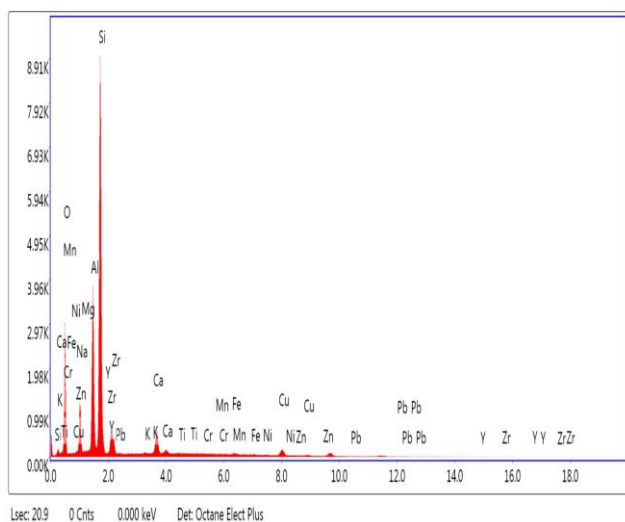
Рис. 4. XRF аналіз проби на вміст важких металів у досліджуваному ґрунті G11



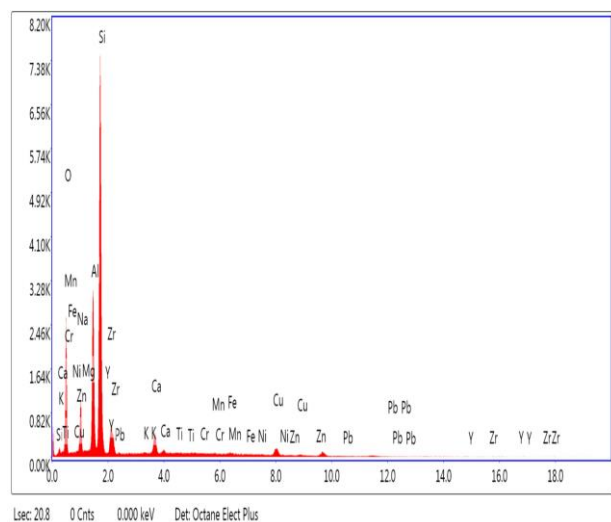
Дослідження по зонах при кратності збільшення в 5740 х



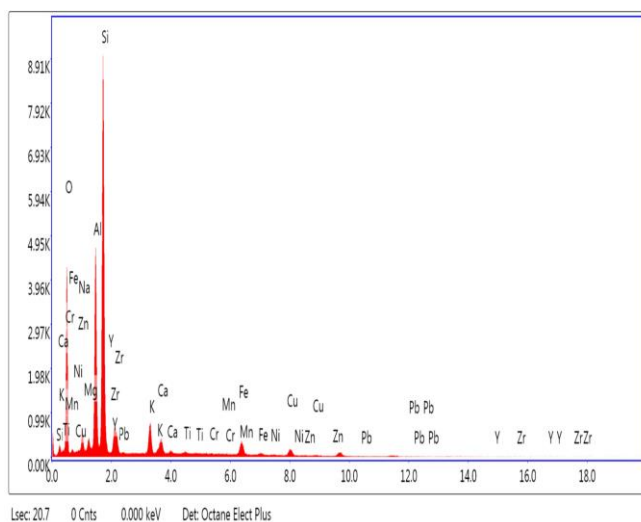
Зона дослідження 1



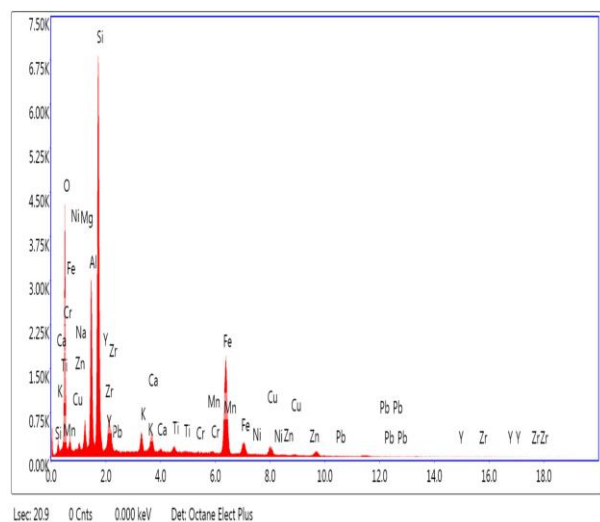
Зона дослідження 2



Зона дослідження 3



Зона дослідження 4



Зона дослідження 5

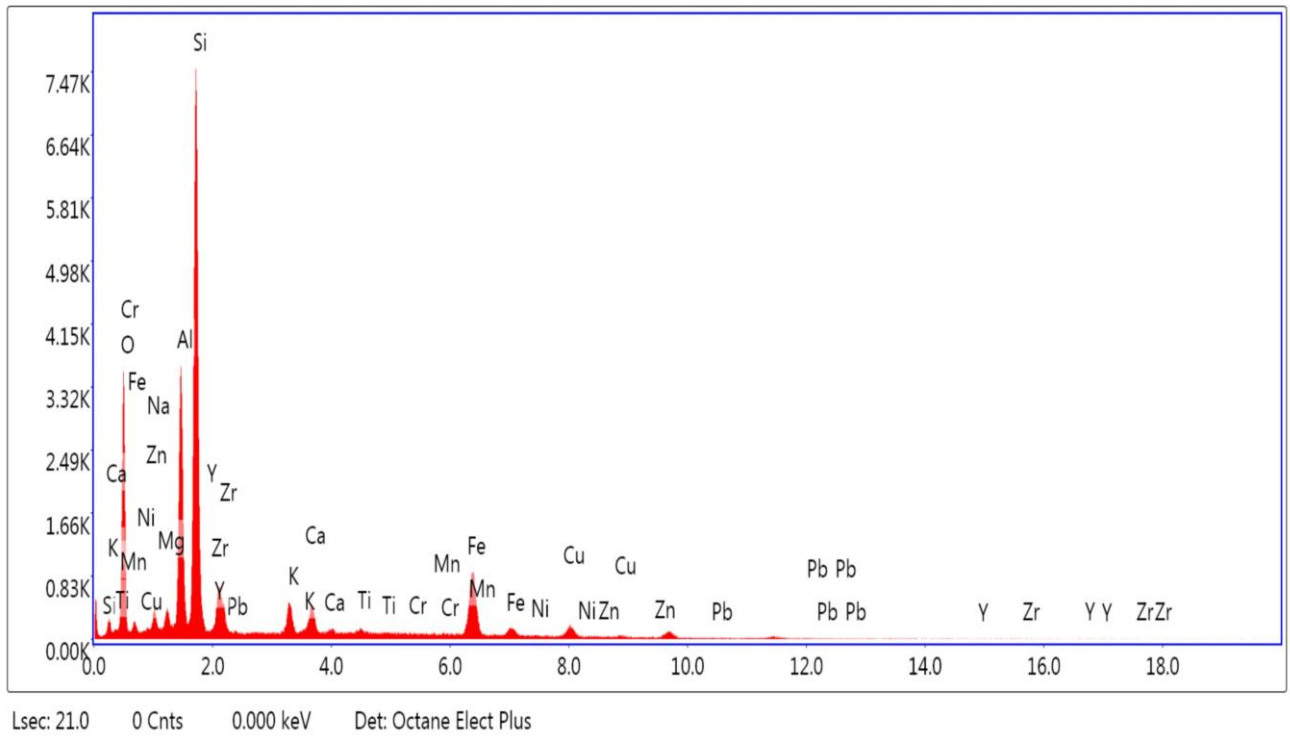


Рис. 5. Експериментальні дані по виділених зонах (Зона дослідження 1-3) в пробах ґрунту G11 при кратності збільшенні 5740 х

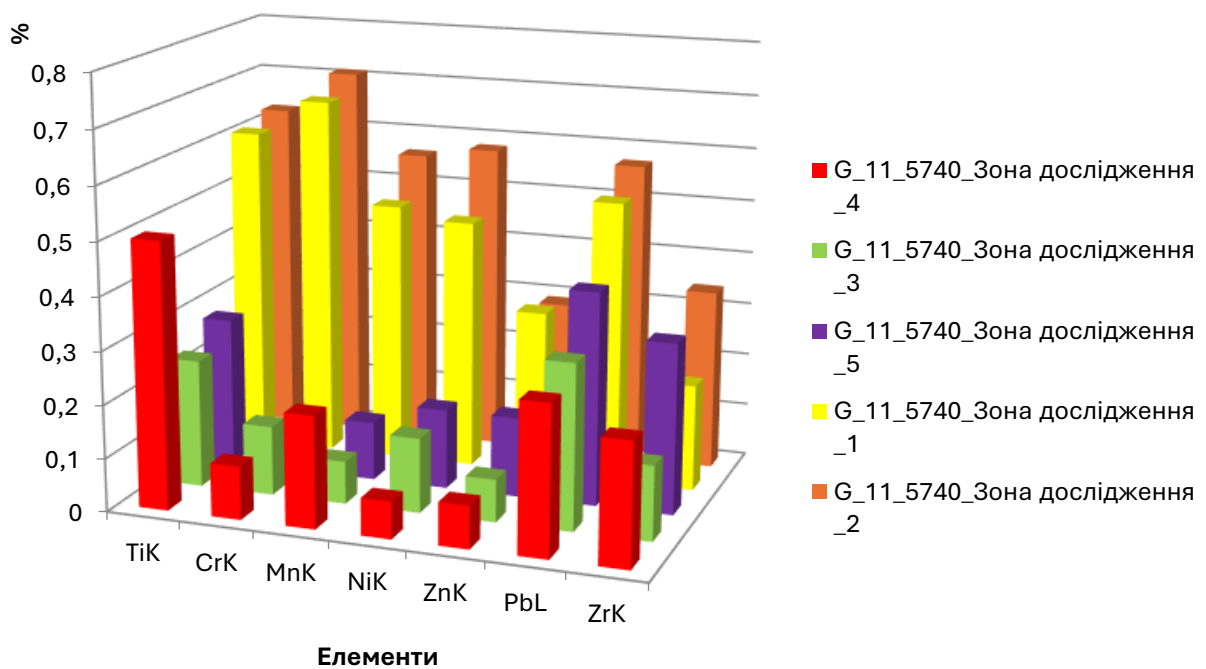
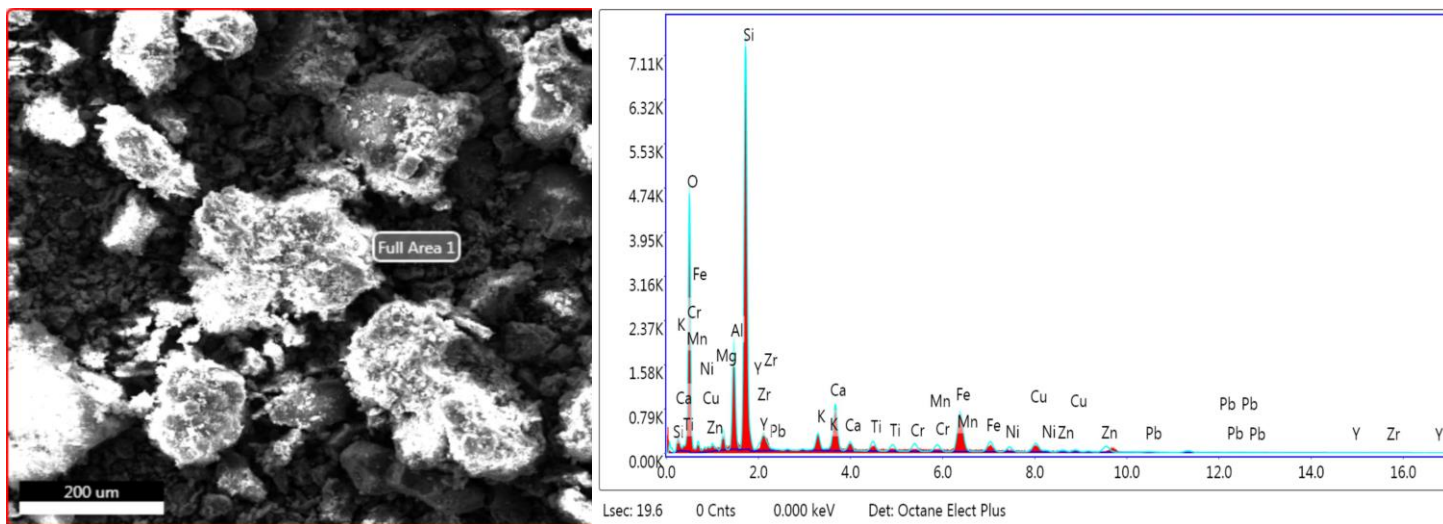
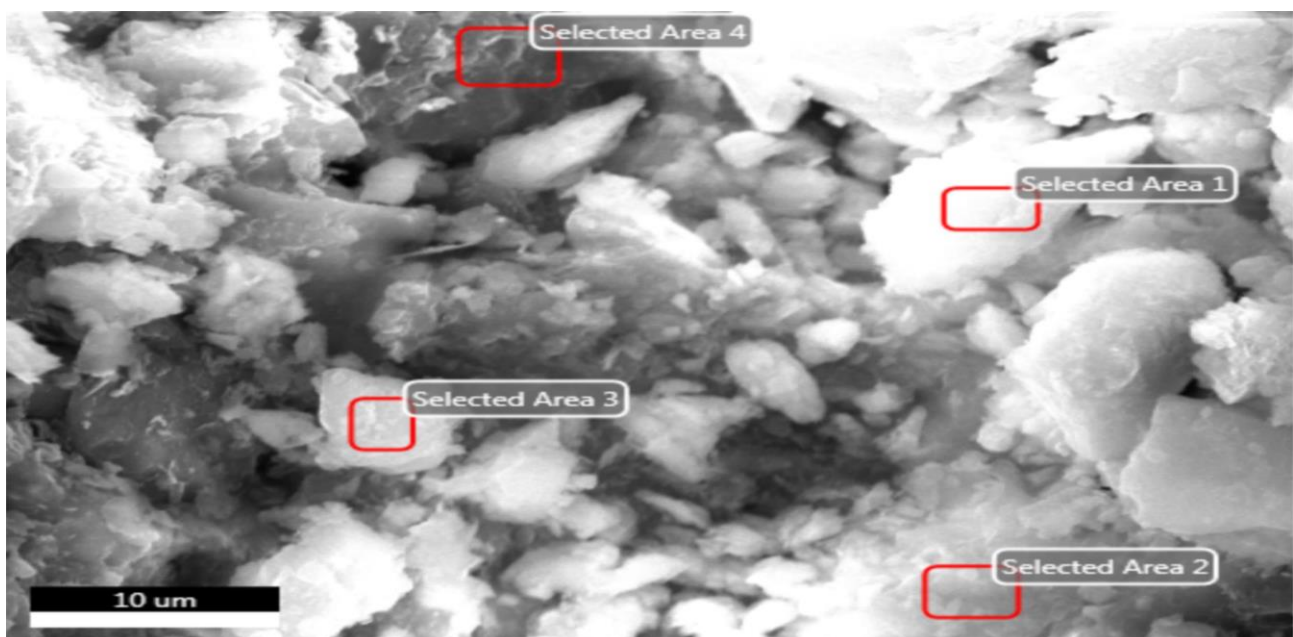


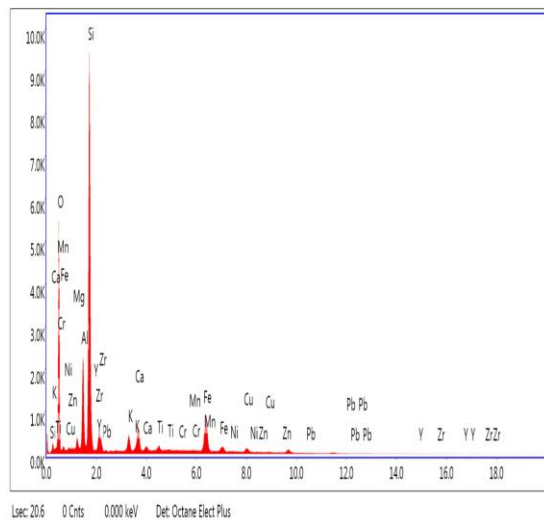
Рис. 6. XRF аналіз проби на вміст важких металів у досліджуваному ґрунті G11



Дослідження по зонах при кратності збільшення в 5740 х

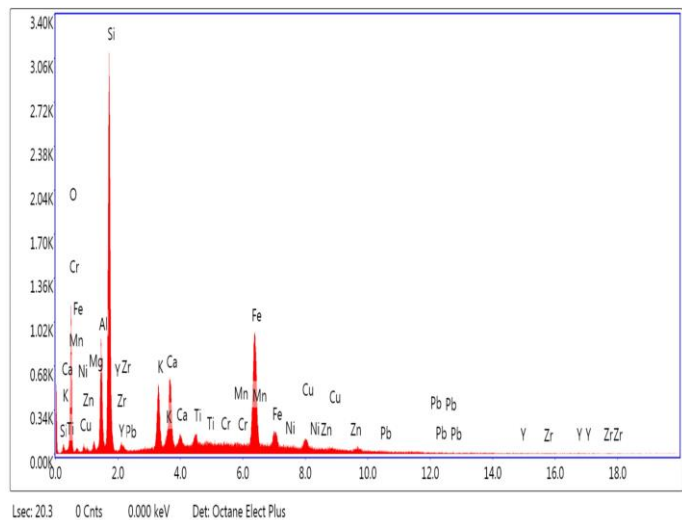


Зона дослідження 1



Зона дослідження 3

Зона дослідження 2



Зона дослідження 4

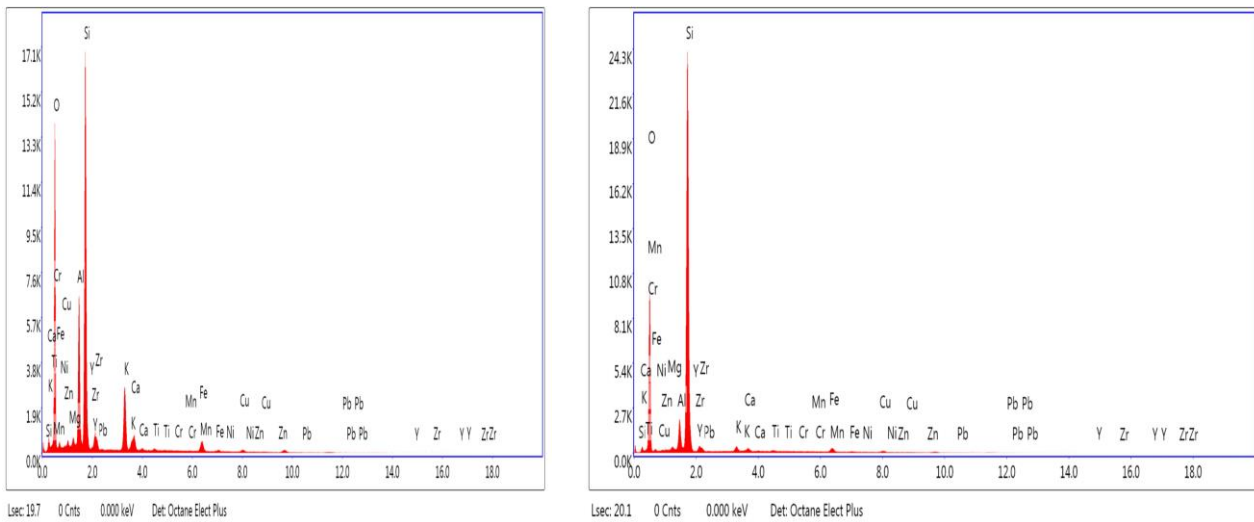


Рис. 7. Експериментальні дані по виділених зонах (Зона дослідження 1-3) в пробах ґрунту G12 при кратності збільшенні 5740 х

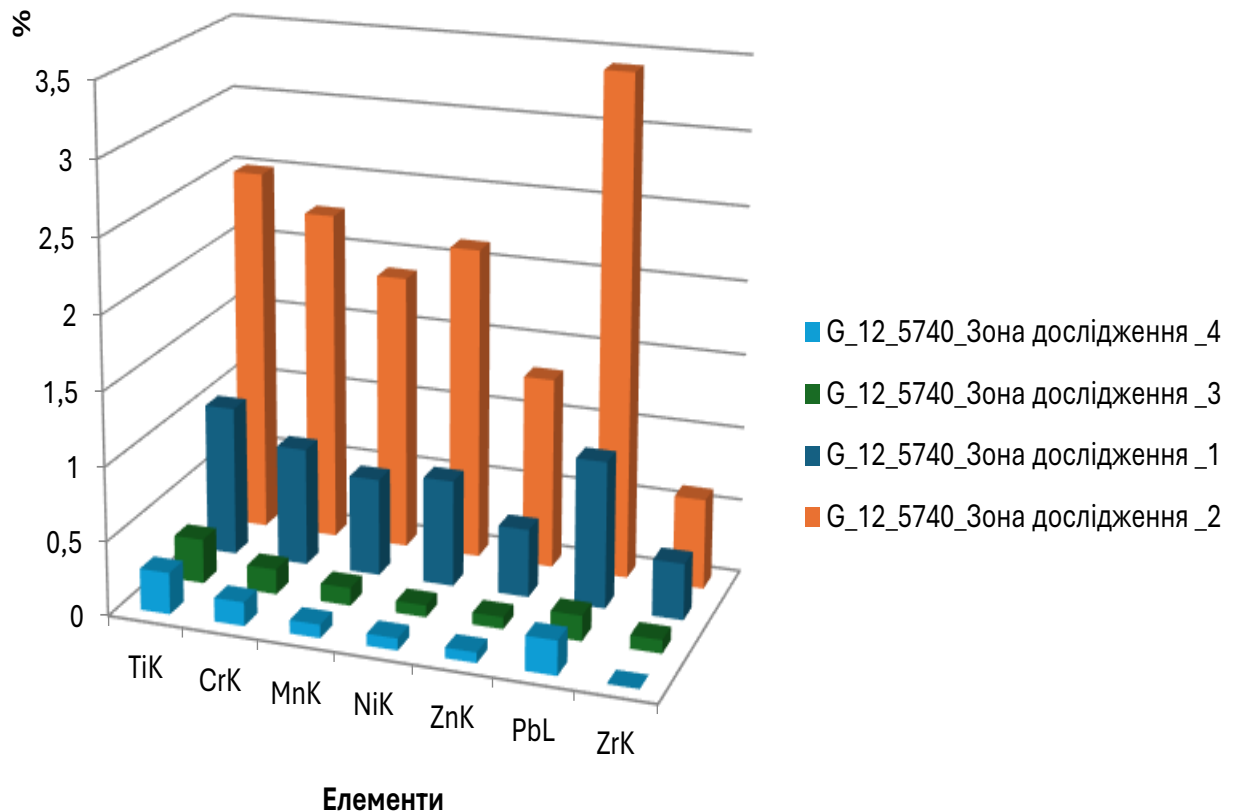


Рис. 8. XRF аналіз проби на вміст важких металів у досліджуваному ґрунті G12

У всіх досліджуваних пробах ґрунту після вибуху спостерігається перевищення фонових концентрацій по елементах, а також по їх оксидах. Стосовно свинцю – хімічно малоактивний. На повітрі досить швидко покривається тонкою плівкою оксиду. Кристалічна ґратка кубічна гранецентрована. Сполуки нікелю – його важливість пояснюється

різноманітними унікальними властивостями металу: додавання нікелю в сплави збільшує їх міцність, зносостійкість, корозійну стійкість, підвищує тепло- і електропровідність, поліпшує магнітні і каталітичні властивості. Завдяки високій хімічній, термічній і механічній стійкості застосовується в металургії (80 % загальної кількості) для виготовлення нержавіючої сталі, в реактивній авіації, ракетобудуванні, атомній, радіоелектронній, енергетичній, хімічній і харчовій промисловості. Переважна частина Нікелю використовується для отримання легованих сталей і сплавів (з Fe, Cr, Cu і т. д.). Цирконій – діоксид цирконію також може мати кубічну або тетрагональну кристалічну структуру, але вони є нестабільними за кімнатної температури і існують при високих температурах: тетрагональна структура між 1173°C і 2370°C, кубічна структура між 2370°C і точкою плавлення 2680°C.

Отже отримані експериментальні дані дозволяють стверджувати про антропогенний вплив військових дій на навколишнє середовище, яке складно спрогнозувати для майбутніх поколінь.

Висновки

Наявність іонів хрому, як наслідок військових дій, становить серйозну загрозу для навколишнього середовища і здоров'я людей. Світлий колір, кристалітів (розміром менше 0,5 мкм) на зернах ґрунту, які спостерігаються на знімках детектора BSE, відповідають елементам з вищими атомними номерами, які використовуються у військових цілях. Аналіз EDS підтверджує наявність Cu, Pb, Ti, Zn та Ni. Важливо проводити активні заходи для зменшення забруднення і відновлення пошкоджених екосистем, забезпечуючи дотримання міжнародних стандартів і конвенцій, таких як Женевська конвенція, для мінімізації впливу військових дій на довкілля.

Список літератури

Aigbe, U. O., & Osibote, O. A. (2020). A review of hexavalent chromium removal from aqueous solutions by sorption technique using nanomaterials. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8, 104503.

- Bazhina, E. S., Kiskin, M. A., Korlyukov, A. A., et al. (2020). Barium (II)–chromium (III) coordination polymers based on dimethylmalonate anions: Synthesis, crystal structure, magnetic properties, and EPR spectra. *European Journal of Inorganic Chemistry*, 2020(43), 4116–4126. <https://doi.org/10.1002/ejic.202000630>
- Beukes, J. P., et al. (2017). Review of Cr(VI) environmental practices in the chromite mining and smelting industry – Relevance to development of the Ring of Fire, Canada. *Journal of Cleaner Production*, 165, 874–889.
- Chen, Y., An, D., Sun, S., Gao, J., & Qian, L. (2018). Reduction and removal of chromium (VI) in water by powdered activated carbon. *Materials*, 11, 269.
- Fallahzadeh, R. A., Khosravi, R., Dehdashti, B., Ghahramani, E., Omid, F., Adli, A., & Miri, M. (2018). Spatial distribution variation and probabilistic risk assessment of exposure to chromium in groundwater supplies: A case study in the east of Iran. *Food and Chemical Toxicology*, 115, 260–266. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.03.016>
- Hu, L., et al. (2016). Occurrence and speciation of polymeric chromium(III), monomeric chromium(III) and chromium(VI) in environmental samples. *Chemosphere*, 156, 14–20.
- Jae-Gon, K., & Dixon, J. B. (2002). Oxidation and fate of chromium in soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 48(4), 483–490. <https://doi.org/10.1080/00380768.2002.10409230>
- Karimi-Maleh, H., et al. (2021). Recent advances in removal techniques of Cr(VI) toxic ion from aqueous solution: A comprehensive review. *Journal of Molecular Liquids*, 329, 115062. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.115062>
- Kazakis, N., et al. (2018). Environmentally available hexavalent chromium in soils and sediments impacted by dispersed fly ash in Sarigkiol Basin (Northern Greece). *Environmental Pollution*, 235, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.117>

- Li, A., Deng, H., Jiang, Y., & Ye, C. (2020). High-efficiency removal of Cr(VI) from wastewater by Mg-loaded biochars: Adsorption process and removal mechanism. *Materials*, 13, 947.
- Luizon Filho, R. A., et al. (2020). Synthesis and characterization of chromium silicate catalyst and its application in the gas phase glycerol transformation into acetaldehyde. *Inorganic Chemistry Communications*, 112, 107710.
- Matern, K., & Mansfeldt, T. (2016). Chromate adsorption from chromite ore processing residue eluates by three Indian soils. *Environmental Chemistry*, 13(4), 674–681.
- Matern, K., Weigand, H., Singh, A., & Mansfeldt, T. (2017). Environmental status of groundwater affected by chromite ore processing residue (COPR) dumpsites during pre-monsoon and monsoon seasons. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3582–3592.
- Melanie L. Rock, Bruce R. James, & George R. Helz (2001). Hydrogen Peroxide Effects on Chromium Oxidation State and Solubility in Four Diverse, Chromium-Enriched Soils. *Environmental Science & Technology*, 35(20), 4054–4059. <https://doi.org/10.1021/es010597y>
- Mishra, S., & Bharagava, R. N. (2016). Toxic and genotoxic effects of hexavalent chromium in environment and its bioremediation strategies. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, 34(1), 1–32.
- Mortazavian, S., Murph, S. E. H., & Moon, J. (2022). Biochar nanocomposite as an inexpensive and highly efficient carbonaceous adsorbent for hexavalent chromium removal. *Materials*, 15, 6055.
- Peng, X., Liu, S., Luo, Z., Yu, X., & Liang, W. (2022). Selective removal of hexavalent chromium by novel nitrogen and sulfur containing cellulose composite: Role of counter anions. *Materials*, 16, 184.
- Petrushka, K., & Petrushka, I. (2023). Influence of heavy metals oxides on the pollution of the soil environment as a consequence of military actions. *Environmental Problems*, 8(2), 87–93.

- Petrushka, K., Petrushka, I., & Yuhman, Y. (2023). Assessment of the impact of military actions on the soil cover at the explosion site by the Nemerov method and the Pearson coefficient: Case study of the city of Lviv. *Journal of Ecological Engineering*, 24(10), 77–85.
- Puigdomenech, I. (2004). Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms: MEDUSA.
- Tumolo, M., et al. (2020). Chromium pollution in European water, sources, health risk, and remediation strategies: An overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5438. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155438>
- Wise, J. L., Young, J. L., Cai, J., & Cai, L. (2022). Current understanding of hexavalent chromium [Cr(VI)] neurotoxicity and new perspectives. *Environment International*, 158, 106877. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106877>

Наукове online-видання

ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:
ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ.

Колективна монографія
за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції
«Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг»

*Water Supply and Wastewater Disposal:
designing, construction, operation and monitoring.*

*Collective monograph
based on the outcomes of the 6th International Scientific and Technical Conference
“Water Supply and Wastewater Management: Design, Construction, Operation, Monitoring”*

Головний редактор Online-видання
Науковий редактор
Відповідальна за випуск
Художній редактор Online-видання

Серіх Лариса
Мирослав Мальований
Наталія Вронська
Ліє Гудзик

Цитування:

Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг : кол. монограф. за результатами VI Міжнародної науково-технічної конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : ГО «МНГ», 2025. — 252 с. : рис., табл. — on-line. = *Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring : collective monograph based on the outcomes of the 6th International Scientific and Technical Conference “Water Supply and Wastewater Management: Design, Construction, Operation, Monitoring” / the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyy — Eelectron. Data — Kyiv : NGO “ISG”, 2023. — 252 p. : illustr., tabl., photo’. — on-line. — Режим доступу: <https://inter-sci-guild.org.ua/vodopostachannya-i-vodovidvedennya-collective-monograph-2025>*



Видавець: ГО «Міжнародна наукова гільдія» / НВЦ
Inter-Sci-Guild / <https://inter-sci-guild.org.ua/publishing>
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК 7456 від 23.09.2021 року
publishing.7456@gmail.com / Telegram: @OnlinePublishing

Sci-Book-Shop
<https://inter-sci-guild.org.ua/book-shop>

