



СТАЛИЙ РОЗВИТОК:

ЗАХИСТ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.
ЕНЕРГООЩАДНІСТЬ. ЗБАЛАНСОВАНЕ
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Колективна монографія

**СТАЛИЙ РОЗВИТОК:
ЗАХИСТ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.
ЕНЕРГООЩАДНІСТЬ.
ЗБАЛАНСОВАНЕ
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.**

Колективна монографія

Київ
Яроченко Я.В.
2024



Міністерство освіти і науки України
Львівська обласна державна адміністрація
Національний університет «Львівська політехніка»
Інститут сталого розвитку ім. В. Чорновола
Західний науковий центр НАН України і МОН України
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

**СТАЛИЙ РОЗВИТОК:
ЗАХИСТ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.
ЕНЕРГООЩАДНІСТЬ.
ЗБАЛАНСОВАНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.**

Колективна монографія

За редакцією проф. Мальованого М. С.

Київ
Яроченко Я.В.
2024

УДК 502.17

С 76

DOI <https://doi.org/10.51500/7826-56-8>



Міністерство освіти і науки України
Львівська обласна державна адміністрація
Національний університет «Львівська політехніка»
Інститут сталого розвитку ім. В. Чорновола
Західний науковий центр НАН України і МОН України
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

*Рекомендовано Вченою радою
Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління
(протокол № 5-24 від 12.11.2024 року)*

Відповідальний за випуск:

Вронська Н. Ю. кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка».

Рецензенти:

Пляцук Л. Д. доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету.

Шмандій В. М. доктор технічних наук, професор, професор кафедри екології та біотехнології Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського.

Адаменко Я. О. доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу.

Масікевич Ю. Г. доктор біологічних наук, професор, професор кафедри гігієни та екології Буковинського державного медичного університету.

С 76 **Сталий розвиток:** захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : кол. монографія / [авт. кол. : Русин І., Дячок В., Скиба В., Вознюк Н. та ін.] / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : Яро́чєнко Я. В., 2024. — 420 с. : рис., табл. — on-line.

ISBN 978-617-7826-56-8 (on-line)

Монографію присвячено освітленню результатів наукових доповідей, оголошених на VIII Міжнародному конгресі (16-18 жовтня 2024, Україна, Львів) де було розглянуто наукові дослідження авторів у сфері: екології, екологічної та цивільної безпеки, туризму, підприємництва та біржової діяльності тощо.

Рекомендовано для науковців, викладачів, аспірантів, докторантів тощо.

УДК: 502.17

ЗМІСТ

РОЗДІЛ 1 «ТЕОРЕТИЧНІ ТА ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ СТАЛОГО РОЗВИТКУ»	5
1.1. Русин І.Б., Дячок В.В. Роль пасивної технології зелених дахів у сталому розвитку.....	6
1.2. Скиба В., Вознюк Н. Управління якістю поверхневих вод у контексті сталого розвитку.....	23
1.3. Скиба В., Ганчук М., Аюбова Е. Світовий досвід інтеграції екологічної освіти (освіти для сталого розвитку) в систему вищої освіти.....	72
1.4. Лукашов Д.В., Тесьолкіна Т.С. Особливості функціонування біогеохімічних циклів Cu, Ni та Cd в умовах екосистем грабових дібров середнього Придніпров'я.....	107
1.5. Євдокимов С.О. Інноваційна модернізація кіберфізичних систем для підтримки сталого розвитку.....	149
1.6. Saienko T.V., Dudar T.V. Ukraine is Facing Environmental and Ethical Problems of the World.....	167
1.7. Bobro N. Implementation of the Digital University Concept to Achieve Sustainable Development.....	181
1.8. Гачкевич А. Концепція екологічних прав: підхід Васака щодо поділу прав людини на покоління.....	193
1.9. Мокрий В.І., Казимира І.Я., Арустамян Е.М., Бондарь В.І. ГІС-технології забезпечення сталого розвитку НПП «Північне Поділля».....	207
РОЗДІЛ 2 «ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ, МОНІТОРИНГ, АУДИТ, СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ТА ОЦІНКА РИЗИКУ, ПЕРСПЕКТИВНІ ПРИРОДООХОРОННІ ТЕХНОЛОГІЇ»	221
2.1. Федонюк В.В., Іванців Я.В., Федонюк М.А., Іванців В.В. Розробка інтерактивної карти «Кліматичні зміни в Черемському ПЗ» та оцінка впливу цих змін на біорізноманіття.....	222

- 2.2. **Мудрак К.В., Березіна Н.О.**
Оптимізація впливу на довкілля протижеледних матеріалів..... 238
- 2.3. **Гайдучок О.Г., Кануннікова Н.О., Томашевський Р.С., Воробйов Б.В., Сакун А.О.**
Застосування пристроїв для очищення та дезинфекції води в умовах надзвичайних екологічних ситуацій..... 254
- 2.4. **Дячок В.В., Гуглич С.І., Мандрик С.Т.**
Вплив диоксиду сульфуру на процеси поглинання вуглекислого газу хлорофілсинтезуючими мікроводоростями..... 277
- 2.5. **Петрушка К.І., Мальований М.С., Петрушка І.М., Бондар О.І.**
Методи визначення індексів небезпеки для ґрунтів забруднених токсичними сполуками внаслідок військових дій в Україні на прикладі міста Львова..... 301
- 2.6. **Назаревич Л.Є., Назаревич А.В., Ніщименко І.М., Назаревич Р.А.**
Про сейсмічну уразливість території України..... 327
- 2.7. **Мадані М.М.**
Обезпилювання повітря виробничих приміщень підприємств деревообробки..... 345
- 2.8. **Криховець О.В.**
Моніторинг нітратного забруднення джерельної води..... 392
- 2.9. **Уланов М.М.**
Дослідження технологічної, екологічної та економічної доцільності великомасштабного виробництва низьковуглецевого водню в Україні..... 404
- 2.10. **Петрук В.Г., Гавадза С.В., Єрмаков В.М., Петрук Р.В., Лубенська Н.В.**
Аналіз перспектив постмайнінгу гірничорудних об'єктів та декарбонізації і екологізації мінерально-сировинних ресурсів Вінниччини..... 420

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИЧНІ ТА ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

РОЛЬ ПАСИВНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ЗЕЛЕНИХ ДАХІВ У СТАЛОМУ РОЗВИТКУ

Русин І.Б., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р біол. наук,
професор кафедри ЕЗП, Україна

Дячок В.В., Національний університет «Львівська Політехніка», д-р техн. наук,
професор кафедри ЕЗП, Україна

Abstract

Green roofs perform a number of important ecological functions. One of the most critical roles of green roofs is lowering air temperatures during summer, both above the roofs and inside buildings, which directly reduces energy consumption for cooling. Moreover, green roofs function as passive natural air filtration systems, contributing to the purification of the atmosphere. Research shows that intensive green roofs effectively remove air pollutants such as particulate matter, ozone, nitrogen oxides (NO_x), and sulfur oxides (SO_x), thus representing a valuable strategy for improving air quality in urban areas. They reduce the load on urban drainage systems by absorbing rainwater. The use of green roof technology significantly extends the lifespan of the roofing and reduces noise levels inside the building. In addition, they create new ecosystems for flora and fauna, becoming a hub of biodiversity. The ecological suitability of the plants is a determining factor in selecting plants for green roofs projects. Thus, green roof technology plays a crucial role in ensuring the ecological sustainability of urban areas. Green roof landscaping makes a significant contribution to climate improvement and the long-term preservation of environmental quality, making it an essential component of sustainable development strategies.

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 Stulppnagel 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 проекти, спрямовані на підвищення енергоефективності та які надають ваги відновлюваним джерелам енергії та інноваційним технологіям. Сьогодні багато міст хочуть брати участь у цих проектах, 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. **Метою роботи** було виявити перспективи зелених дахів у сталому розвитку та визначити критерії вибору ефективних рослин для цієї технології на основі аналізу експериментальних досліджень. **Завданням роботи** були аналіз здатності зелених дахів вловлювати пил та інші забруднюючі речовини, їх роль у покращенні клімату та зниженні температур як довкілля, так і самих будівель, зменшенні споживання енергії, управлінні дощовою водою, зниженні шумового забруднення всередині будівлі, а також створенні нових природних середовищ існування для флори та фауни.

Методика досліджень

Для вирішення поставлених завдань були використані загальнонаукові методи дослідження, синтезу та аналізу в розумінні екологічних переваг та проблем технології. Вирішення поставлених у роботі завдань здійснювалося з використанням системного підходу в доборі матеріалу, методів індуктивного і логічного аналізу, спостереження та статистичних методів аналізу літературних даних.

Критерії відбору рослин для технології зелених дахів

Різні рослини зеленого даху дозволяють досягати різного ефекту: вплив на температуру повітря зменшується із зниженням висоти рослини. За умови, якщо рослинне покриття зеленого даху збільшується, величина температури повітря зменшується (Muharam et al., 2016).

Традиційно, для екстенсивних дахів в літературі рекомендують рослини роду *Sedum* (*Очиток*). Це багаторічні сукуленти, трав'янисті або чагарникові рослини з м'ясистими стеблами. Вони зберігають воду в листках і тому мають переваги при тривалій відсутності води на даху. Проте, в останні роки для сталого розвитку великого значення набувають біорізноманітні зелені дахи. У зв'язку з цим є потреба розширити видовий склад рослин для технології та визначити, які ще види можуть успішними на зелених дахах (Rusyn et al., 2024).

Підбір рослин для технології зелених дахів стикається з різними проблемами. Труднощі у порівнянні різних результатів експериментальних даних з різних літературних джерел виникають через те що, культиваційні випробування проводилися в різних експериментальних налаштуваннях: на імітованих дахах, у відкритих полях на землі, на справжніх дахах, в теплиці та ін. Крім того, були й інші змінні фактори в умовах експерименту: вирощування тривало протягом змінних періодів (від 4 місяців до 2 років); період росту також відрізнявся за сезонами, а також відрізнялися кількість і площа дослідних ділянок, відстань між рослинами та кількість повторень насадження. Вихідний рослинний матеріал також був різний: від насіння, зібраного в дикій природі, до вкорінених живців та комерційних рослин. Зростання було в різних глибинах субстрату (від 8 до 20 см) і в різних субстратах, із збагаченням добривами і без їх додавання (Caneva et al., 2015). Міра поливу були також різноманітні: вони коливалися від нульових до обмежених зрошень (лише один раз під час експерименту після посадки) до кількох поливів після посадки (у разі сильної посухи). В результаті, аналіз бібліографії агрономічних експериментів висвітлює непослідовні, а іноді навіть суперечливі результати. Тому так важливим є розробити критерії підбору рослин для технології зелених дахів.

В цьому плані дослідження Caneva et al. (2015) надає відповідь на ці питання. Для вибору рослин для технології зелених дахів необхідно взяти уваги цілий комплекс характеристик: від морфологічних, таких як тип кореневої системи до фізіологічних, таких як відношення до освітлення, температури, вологості, рН, солоності чи особливих потреб тощо. Однорічні і дворічні рослини, через свою недовговічність не можуть забезпечити постійне покриття зелених дахів. На дахах потенційний рівень успіху мають рослини, які адаптовані до умов повного освітлення, високого теплового стресу, пристосовані до екстремальної або середньої сухості та умов невисокої родючості ґрунту (від низької до середньої) (Caneva et al., 2015).

Отже, при виборі рослин зеленого даху важливими є такі їх екологічні характеристики як посухостійкість, резистентність до прямого сонячного освітлення, здатність розвиватися при високих температурах, відповідність рослини певній ландшафтній чи кліматичній зоні, відсутність потужної кореневої системи, яка з часом може пошкодити шари ізоляції даху, високий рівень вкорінення та виживання, а також розвиток за умов лімітованої товщини субстрату та невисокої родючості ґрунту.

Роль зелених дахів для покращення мікроклімату

З екологічної точки зору зелені дахи роблять цінний внесок у покращення мікроклімату. Порівнюючи зелений дах з класичним дахом з гідроізоляцією або шаром гравію, було доведено, що зелені дахи здатні вирівняти різницю екстремальних температур і зменшити інтенсивність теплового випромінювання поверхонь, тим самим, покращити якість мікроклімату в міських центрах (Konasova et al., 2014). Зелені дахи відводять тепло через випаровування, і, таким чином, знижують температуру поверхні даху та навколишнього повітря. У літні дні температура поверхні зеленого даху може бути нижчою за температуру повітря, тоді як поверхня звичайного даху, навпаки, вищою (Liu & Baskaran, 2003). Muharam et al. (2015) описують цікавий експеримент. В літній період порівнювали вплив звичайного даху, тобто,

бетонної покрівлі та зеленого даху на температуру всередині будинку. Було показано, що рослинні дахи значно перевершували бетонні дахи за їх здатністю знижувати температурні коливання всередині будинку. Різниця середніх значень температури повітря в кімнатах будинку становили $5,5 \pm 2^\circ\text{C}$ для екстенсивного зеленого даху порівняно з бетонним дахом. В кімнатах у будинку з бетонним дахом, температура була навіть вищою, ніж надворі, через акумуляцію тепла і перегрів стін будинку. Проте, там де було застосовано зелені дахи – температура повітря була значно нижчою від температури зовні і потреба в кондиціонуванні відпадала. Екологічно чиста технологія екстенсивної зеленої покрівлі може зменшити енергоспоживання на кондиціонування повітря з 12% до 33% протягом літнього сезону (Muharam et al., 2015).

Крім того, була зафіксована також різниця температур поверхонь будинку, що становила $7 \pm 0,05^\circ\text{C}$. Температура поверхонь у будинку з бетонним дахом була вищою від температури середовища, через їх нагрів. Проте у будинку із зеленим дахом температура була значно нижчою, і від температури зовнішнього середовища, і від температури поверхонь будинку з бетонним дахом (Muharam et al., 2015).

Втрата рослинного покриву та збільшення будівельної діяльності у вигляді тротуарів, доріг та будинків призводить до більш високих температур у містах, ніж у передмісті та сільській місцевості. Як правило, непроникні поверхні є теплопоглинаючими, вони підвищують міську температуру. Це специфічне міське явище отримало назву ефект острова тепла міста (Solecki et al., 2005), що визначається вищими нічними температурами та вологістю. Зелені дахи забезпечують тінь та ізоляцію, що призводить до економії енергії та пом'якшення ефекту міського теплового острова. Затіненість рослинністю та транспірація можуть зменшити приріст сонячної енергії до 90% порівняно з незатіненими будівлями. Зелені дахи знижували температуру в приміщенні на 3°C - 4°C , коли температура зовнішнього повітря коливалась від 25°C до 30°C (Pesch & Kuhn, 2003; Konasova, 2014). Таким чином, тоді як у країнах із аридним

кліматом, значною кількістю сонячних днів і високими температурами світловідбиваючі дахи є більш ефективними та доцільними, у регіонах із помірним та холодним кліматом зелені дахи забезпечують значні переваги для регулювання мікроклімату.

Отже, зелені дахи істотно покращують мікроклімат у міських районах, знижуючи температуру поверхонь будівель, зменшуючи ефект теплових островів та забезпечуючи більш комфортні умови для проживання. Завдяки випаровуванню вологи та термоізоляційним властивостям рослинного покриття, зелені дахи сприяють підтриманню стабільнішої температури як зовні, так і всередині будівель, що знижує потребу у використанні систем кондиціонування повітря та опалення. Це робить зелені дахи ефективним рішенням для адаптації міських територій до кліматичних змін.

Роль зелених дахів в очищенні повітря

Рослинність зелених дахів видаляє забруднюючі речовини повітря як прямо *in situ*, так і опосередковано, зменшуючи енергоспоживання. Рослини безпосередньо поглинають газоподібні забруднюючі речовини через продиhi, перехоплюють тверді частинки, і, також, здатні до розщеплення певних токсичних органічних сполук, таких як поліароматичні вуглеводні в рослинних тканинах або в ґрунті за допомогою асоційованих з корінням мікроорганізмів. В експерименті, проведеному у Лос-Анджелесі було виявлено, що 2000 м² нескошеної трави на зеленому даху можна видалити до 4000 кг твердих частинок (Clark et al., 2005). Це дослідження продемонструвало, що один квадрат метр зеленого даху може компенсувати річний викид частинок речовини одного автомобіля. Було розраховано, що понад 889 тонн на рік NO₂, що складає 0,5% викидів даної території, буде видалено в Детройті (штат Мічиган, США), якщо 20% усіх промислових і комерційних поверхонь даху будуть перетворені на екстенсивні зелені дахи (Clark et al., 2008). Припускаючи, що рівень поглинання NO₂ рослинами на зелених дахах був постійним (Corrie et al., 2005, Corrie et al., 2008) оцінили щорічне поглинання NO₂ зеленими дахами

в Чикаго і Детройті. Їхнє дослідження показало, що охоплюючи 20% поверхонь дахів в Чикаго зменшення NO₂ становило від 806,48 до 2769,89 метричних тонн залежно від виду використовуваних рослин.

Вимірювання концентрацій кислих газоподібних забруднюючих речовин на даху площею 4000 м² у Сінгапурі до і після встановлення зеленого даху принесло цікаві результати. Yok Tan and Sia в 2007 показали, що після встановлення зеленої покрівлі, рівень і твердих частинок, і SO₂ в повітрі над дахом знизилися на 6% і 37%, відповідно. Це польове вимірювання довело, що за допомогою зелених дахів можна зменшити ряд забруднювачів повітря, але намагання екстраполювати результати в інші місця або на більший масштаб стикається з певними труднощами (Dimitrijevic et al., 2018).

Currie and Bass вивчали вплив зелених дахів на забруднення повітря в Торонто (Канада) і кількісно визначали рівні та погодинні рівні редукції NO₂, SO₂, CO₂, PM10 та озону, а також їх економічне значення (Currie & Bass, 2008). Розрахунки базувалися на рослинному покриві, щогодинні дані про погоду та дані про концентрацію забруднюючих речовин. Виявилось, що дерева та кущі дахів були більш ефективними у видаленні забруднювачів, ніж трав'янисті багаторічники, значною мірою завдяки більшій площі листової поверхні. Хоча інтенсивні зелені дахи з деревами та кущами є більш сприятливими щодо скорочення забруднення, екстенсивні зелені дахи можуть відігравати додаткову роль щодо покращення якості повітря (Dimitrijevic et al., 2018).

Подібні дослідження було проведено в Чикаго (США) (Yang et al., 2008). Загальне поглинання забруднюючих речовин повітря з 19,8 га зелених дахів становили 1675 кг між серпнем 2006 року та липнем 2007 року. Зелений дах площею 19,8 га на 63% складався з короткої трави та інших низькорослих рослин, 14% великих трав'янистих рослин, 11% дерев і кущів, і близько 12% різних твердих поверхонь. Серед чотирьох забруднювачів повітря поглинання O₃ було найбільшим, 52% від загального поглинання, редукція NO₂ становила 27%, PM10 і SO₂ 14%. На 2787 га зелених дахів, які мали однакове співвідношення екстенсивних та інтенсивно озелених ділянок, видалення

забруднювачів повітря досягало 2388 кг. Якщо би всі решта дахи в Чикаго були засаджені інтенсивними зеленими дахами, пряме видалення забруднювачів повітря може досягти 2046,89 метричних тонн (Yang et al., 2008).

Дослідження, проведене в Німеччині показало, що зелена рослинність на даху може значно скоротити дизельне забруднення повітря двигуном (Liesecke & Borgwardt, 1997). А Yok Tan and Sia (2005) виявили зниження вмісту сірки на 37%, діоксиду та азотистої кислоти на 21% у повітрі над зеленим дахом у порівнянні з іншими зразками повітря взятими поблизу. Інші науковці підраховали, що 1 м² зеленого даху може поглинути приблизно 0,2 кг частинок пилу та інших забруднюючих речовин на рік (Peck & Kuhn, 2003). Рослини також зв'язують важкі метали.

У центральній Європі температура поверхні даху влітку досягає від 25 °С до 60 °С, і навіть до 80 °С. Це створює вертикальний рух повітря над дахами. Швидкість гарячого повітря сягає 0,5 м/с на поверхні даху площею 100 м². Таким чином, частинки пилу і бруду на вулицях і у дворах, які знову здуваються в повітря над житловими районами, створюють ковдру з бруду та диму. Зелений дах може значно зменшити рух повітря, оскільки гарячі потоки не з'являються над трав'янистими ділянками. При сонячному освітленні температура в трав'яній подушці є стабільно нижчою температури повітря. Крім цього, рослини на дахах виробляють кисень і споживають вуглекислий газ завдяки фотосинтезу. Нещодавне дослідження показало, що озеленення 35% загальної міської поверхні дозволить уникнути викидів парникового газу CO₂ до 55,8 мегатонн на рік, зменшивши потребу в енергії для охолодження будівель влітку до 92 ТВт-год на рік (Quaranta et al., 2021).

Таким чином, зелені дахи відіграють важливу роль у процесі очищення повітря в урбанізованих середовищах, забезпечуючи поглинання шкідливих речовин, таких як дрібнодисперсні частки (PM), діоксид вуглецю та інші забруднювачі. Рослинність на зелених дахах не лише поглинає токсини через листя, але й затримує пил і алергени, сприяючи зниженню рівня забрудненості повітря. Цей механізм очищення повітря підвищує якість життя у міських

районах, зменшуючи ризики для здоров'я мешканців та створюючи більш сприятливий мікроклімат. Отже, зелені дахи є важливим компонентом екологічної інфраструктури, що сприяє покращенню якості повітря та загального стану міського довкілля.

Роль зелених дахів для поглинання дощової води

Зелені дахи відіграють важливу роль у регулюванні гідрологічного циклу, сприяючи затримці та уповільненню поверхневого стоку дощової води, а також забезпечуючи її тимчасове зберігання та поступове випаровування. Посилення урбанізації міст призвело до зменшення зелених насаджень і збільшення непроникних поверхонь. Опади зазвичай стікають з даху через вбудовані жолоби в каналізаційну систему, але занадто багато дощової води може призвести до того, що міська каналізаційна система перевантажена та до скидання стічних вод у струмки та річки. Зелені дахи можуть допомогти запобігти цьому, рослини та субстрати для їх вирощування утримують воду, таким чином уповільнюючи та зменшуючи кількість дощової води. Окремі шари зеленого даху вбирають дощову воду більшою чи меншою мірою, залежно від матеріалу та структури, поки не досягнуть максимуму насиченості.

Під час дощу і відразу після нього велика частина води випаровується і повертається в атмосферу. Зелений дах може затримати стік від 95 хвилин (Liu, 2003) до 4 годин (Moran et al., 2004), порівняно з еталонними дахами, для яких стік був майже миттєвим. Liu et al. (2003) виявили, що інтенсивність фактичних опадів була зменшена з 2,8 мм/год до 0,5 мм/год завдяки використанню зеленого даху. Fioretti et al. (2010), аналізуючи вплив середземноморського клімату на зелений дах, встановлений на одній із будівель університету Генуї в Італії, спостерігав затримку стоку води з на даху від 71 хв. до 306 хв. У ході того ж дослідницького проекту, виконаного в період вересень-грудень 2008 року, вони отримали результати, що демонструють строгу залежність водоутримуючої здатності зеленого даху від тривалості посушливого періоду, що передує випаданню опадів. Щоразу, коли посушливий період був коротшим

за 96 годин, здатність до утримання була меншою за 20%, тоді як для опадів, відокремлених щонайменше ніж 12 годинами, стік води опадів був близький до нуля (Konasova et al., 2014). Якщо середнє затримання води на звичайних дахах становить 24%, то на зелених дахах воно складає 80%. Утримання води на піку стоку на звичайному даху рівне 26%, в той час, як зелений дах сприяє його суттєвому збільшенню до 60 - 74 % (Konasova et al., 2014).

Отже, ефективне затримання дощової води зеленими дахами є важливим екологічним механізмом, який сприяє зменшенню навантаження на системи водовідведення, знижує ризик затоплень у міських районах, а також забезпечує поступове випаровування води, що сприяє покращенню мікроклімату. Крім того, затримання вологи у ґрунтовому шарі зеленого даху дозволяє підтримувати зростання рослин, створюючи стійкі біоценози на міських будівлях. Така здатність до управління водними потоками підвищує адаптивність міських екосистем до кліматичних змін та сприяє сталому розвитку міських територій.

Зелений дах як осередок біорізноманіття

В сучасних умовах інтенсивної забудови міських центрів все менше місця залишається як для існування рослин, так і для проживання тварин. Зелені дахи забезпечують середовище проживання дикої природи, головним чином для рослин, мікроорганізмів, комах і птахів. Під час цвітіння рослини дахів є причиною не тільки для метеликів, але й для бджіл та інших комах. Дослідження біорізноманіття сімнадцяти зелених дахів у Базелі (Швейцарія) виявили 78 видів павуків і 254 види жуків, з яких 18% видів павуків і 11% видів жуків були занесені до списку рідкісних, а деякі вважалися такими, що знаходяться під загрозою зникнення (Brenneisen, 2003). У Берліні на 50-річному зарослому рослинністю гравійному даху виявили коників, жуків і велику кількість кліщів, а в Швейцарії на 90-річному зеленому даху знайшли дев'ять видів орхідей та інших рідкісних і зникаючих видів рослин (Brenneisen, 2003). У Великій Британії було виявлено, що зелені дахи є середовищем існування для

чорної горихвістки, виду птахів, що є зникаючим (Gedge, 2003). Водні поверхні на дахах також приваблюють багатьох тварин, наприклад, птахів, для яких вони служать місцем для охолодження та пиття (Konasova, 2014). На зеленому даху можна вирощувати види рослин, що стали рідко зустрічатися в природному середовищі, тому що їх природне середовище все більш руйнується факторами цивілізації.

Зелені дахи відіграють важливу роль у підтримці міського біорізноманіття, створюючи умови для існування різноманітних видів рослин та тварин, включаючи запилювачів і дрібних безхребетних. Вони сприяють збереженню місцевих видів, покращенню екологічної стійкості та підвищенню якості повітря в міському середовищі. Застосування різноманітних рослинних угруповань на зелених дахах дозволяє створити нові екологічні ніші, що сприяє залученню фауни та підтримці стійких екосистем. Таким чином, зелені дахи можуть слугувати ефективними інструментами для розвитку біорізноманіття в міських умовах, роблячи внесок у покращення екологічного балансу та адаптації до кліматичних змін.

Продовження терміну служби даху завдяки його озелененню

Однією з головних переваг зелених дахів є їх внесок у продовження терміну служби ізоляції будівлі та поверхні даху (Weiler & Barth, 2009). Кожна конструкція даху, яка контактує з зовнішнім середовищем навколишнього середовища, піддається впливу великої кількості факторів, які пошкоджують його та скорочують термін служби. Довговічність матеріалів визначається часом витримки під дією факторів довкілля. На термін служби покрівлі негативно впливає тепло, холод, вітер, озон, ультрафіолетове випромінювання або хімічні речовини. Залишаючи осторонь особливості конструкції будівлі, термін служби зелених дахів при правильному монтажі практично необмежений. В результаті необхідно менше обслуговування, що веде до економії коштів власника на заміну протягом тривалого терміну експлуатації покрівельної системи. Добре доглянуті зелені дахи можуть більш ніж подвоїти

кількість років їх служби до того, як покрівлю потрібно буде замінити, порівняно зі стандартним дахом (Konasova, 2014).

Отже, впровадження технології зелених дахів значно подовжує термін служби традиційних дахових конструкцій. Завдяки додатковим шарам рослинності та субстрату, зелені дахи забезпечують захист від ультрафіолетового випромінювання, температурних коливань і механічних пошкоджень, які можуть впливати на матеріали даху. Це призводить до зменшення витрат на обслуговування та ремонти, а також підвищує енергоефективність будівель. Загалом, інтеграція зелених технологій у дахові системи є важливим кроком до стійкого будівництва та збереження ресурсів.

Зменшення шуму як ще одна перевага зеленого даху

Тверді поверхні міських територій відбивають звук і не здатні його поглинати, в той же час, зелені дахи поглинають звукові хвилі завдяки субстрату та рослинності (Gedge, 2003). Зелена покрівля діє як акустичний бар'єр, субстрат блокує нижчі звукові частоти, тоді як рослини зупиняють вищі частоти, тим самим зменшуючи шум транспорту та літаків. У дослідженні в аеропорту Франкфурта (Німеччина) зелений дах глибиною 10 см знижував рівень шуму на 5 дБ (Dunnett & Kingsbury, 2008). Інші дослідження показують, що 12 см шару підкладки може зменшити звук на 40 дБ (Konasova, 2014; Peck & Kuhn 2003).

Отже, зелені дахи не лише сприяють екологічній стійкості, а й ефективно зменшують рівень шуму в міських умовах. Завдяки рослинності, субстрату та додатковим шарам конструкції, зелені дахи поглинають, відбивають і розсіюють звукові хвилі, що значно знижує шумове забруднення. Це створює більш комфортне середовище для мешканців і підвищує якість життя у міських районах. Таким чином, впровадження зелених дахів є ефективним заходом для покращення акустичного комфорту в містах.

Висновки

Зелені дахи виконують низку важливих екологічних функцій. Особливо важливою є їх роль у зниженні температури повітря, і, зокрема, температури всередині будівель, що безпосередньо впливає на зменшення енергозатрат на кондиціонування. Крім того, зелений дах виконує функцію пасивної природної системи фільтрації повітря, сприяючи очищенню атмосфери. Дослідження підтверджують, що інтенсивні зелені дахи ефективно видаляють забруднювачі повітря, такі як тверді частинки, озон, оксиди азоту (NO_x) та сірки (SO_x), таким чином, можуть бути важливою стратегією для очищення повітря в містах.

Зелені дахи зменшують навантаження на міську дренажну систему шляхом поглинання дощової води. Завдяки використанню технології зеленого даху, значно подовжується термін експлуатації покрівлі, а також знижується рівень шуму всередині будинку. Крім того, зелені дахи створюють нові екосистеми для флори і фауни, стаючи осередком біорізноманіття.

При виборі рослин для зелених дахів важливими є такі характеристики, як посухостійкість, резистентність до прямого сонячного освітлення, здатність розвиватися при високих температурах, а також відповідність певній кліматичній або ландшафтній зоні. Важливо уникати рослин із потужною кореневою системою, яка може пошкодити шари ізоляції даху. Високий рівень вкорінення та виживання рослин за умов обмеженої товщини субстрату також є важливою вимогою. Екологічний фактор у виборі рослин для таких проектів є ключовим.

Таким чином, технологія зелених дахів відіграє вирішальну роль у забезпеченні екологічної стійкості міських територій. Озеленення дахів робить вагомий внесок у покращення клімату та довгострокове збереження якості довкілля, що робить їх важливою складовою стратегії сталого розвитку.

Список літератури

- Brenneisen, S. (2003). Biodiversity on European green roofs. *First Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference, Awards and Trade Show*, Chicago, IL. Toronto: Green Roofs for Healthy Cities.
- Brenneisen, S. (2004). Green roofs: How nature return to the city. *Acta Horticulturae*, 643, 289–293.
- Clark, C., Talbot, B., Bulkley, J., & Adriaens, P. (2005). Optimization of green roofs for air pollution mitigation. *Conference Proceedings of 3rd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Washington, DC.
- Clark, C., Adriaens, P., & Talbot, F. B. (2008). Green roof valuation: A probabilistic economic analysis of environmental benefits. *Environmental Science and Technology*, 42(6), 2155–2161.
- Corrie, C., Talbot, B., Bulkley, J., & Adriaens, P. (2005). Optimization of green roofs for air pollution mitigation. *Conference Proceedings of Third Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference, Awards and Trade Show*.
- Currie, B. A., & Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11, 409–422.
- Dimitrijevic, D., Zivcovic, P., Brancovic, J., Dobrnjac, M., & Stefanovic, Z. (2018). Air pollution removal and control by green living roof systems. *Acta Technica Corviniensis – Bulletin of Engineering*, 11, 47–50.
- Dunnett, N., & Kingsbury, N. (2008). *Planting green roofs and living walls*. Portland, OR: Timber Press.
- Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L. G., & Principi, P. (2010). Green roof energy and water-related performance in the Mediterranean climate. *Building and Environment*, 45, 1890–1904.
- Gedge, D. (2003). From rubble to redstarts. In *Proceedings of the 1st North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Chicago, IL (pp. 233–241). Toronto: The Cardinal Group.

- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, 41(5), 1276–1285.
- Konasova, S. (2014). The role of green roofs in sustainable construction. In *Proceedings of Creative Construction Conference*, Prague, Czech Republic, 21–24 June 2014 (pp. 470–478). Elsevier Procedia.
- Lallawmzuali, R., & Pal, A. (2023). Utilization and impact of green roof technology in maintaining the ecological balance. *Journal of Agriculture and Ecology*.
- Liesecke, H. J., & Borgwardt, H. (1997). Abbau von Luftschadstoffen durch extensive Dachbegrünungen (Degradation of air pollutants by extensive green roofs). *Stadt und Grün*, 46, 245–251.
- Liu, K., & Baskaran, B. (2003). Thermal performance of green roofs through field evaluation. National Research Council of Canada. Report No. NRCC-46412.
- Liu, K. (2003). Engineering performance of rooftop gardens through field evaluation. In *Proceedings of the 18th International Convention of the Roof Consultants Institute*, Tampa, FL.
- Moran, A., Hunt, B., & Jennings, G. (2004). A North Carolina field study to evaluate green roof runoff quantity, runoff quality, and plant growth. In *Proceedings of the 2nd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Portland, OR, 2–4 June 2004. Toronto: The Cardinal Group.
- Muharam, A., Amer, E., & Al-Hemiddi, N. A. (2016). Thermal performance of extensive green roofs in hot dry climates. *International Journal of Advanced Engineering Research and Science*, 3.
- Peck, S., & Kuhn, M. (2003). *Design guidelines for green roofs*. Canada Mortgage and Housing Corporation and the Ontario Association of Architects.
- Petreje, M., Sněhota, M., Chorazy, T., Novotný, M., Rybová, B., & Hečková, P. (2023). Performance study of an innovative concept of hybrid constructed wetland-extensive green roof with growing media amended with recycled materials. *Journal of Environmental Management*, 331, 117151.

- Quaranta, E., Dorati, C., & Pistocchi, A. (2021). Water, energy, and climate benefits of urban greening throughout Europe under different climatic scenarios. *Scientific Reports, 11*.
- Rusyn, I., Apollon, W., & Ghosh, S. (2024). The development of bryophyte microbial fuel cell systems. In *Photosynthesis-Assisted Energy Generation: From Fundamentals to Lab Scale and In-Field Applications* (pp. 177–197). John Wiley & Sons.
- Scholz-Barth, K. (2001). Green roofs: Stormwater management from the top down. *Environmental Design & Construction, 4*, 63–70.
- Solecki, W. D., Rosenzweig, C., Parshall, L., Pope, G., Clarke, M., & Cox, J. (2005). Mitigation of the heat island effect in New Jersey. *Environmental Hazards, 6*, 39–50.
- Von Stulppnagel, A., Horbert, M., & Sukopp, H. (1990). The importance of vegetation for the urban climate. In *Urban Ecology*. Hague, Netherlands: Academic Publishing.
- Weiler, S. K., & Barth, K. S. (2009). *Green roof systems*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Yang, J., Yu, Q., & Gong, P. (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs. *Atmospheric Environment, 42*, 7266–7273.
- Yok Tan, P., & Sia, A. (2005). A pilot green roof research project in Singapore. In *Proceedings of the 3rd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Washington, DC.
- Крисюк, В. Р., & Русин, І. Б. (2023). Аналіз сучасного стану розвитку зелених дахів. У *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: Матеріали VIII Міжнародного молодіжного конгресу*, 02–03 березня 2023 р., Україна, Львів (с. 137). Національний університет «Львівська політехніка».

УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД У КОНТЕКСТІ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Скиба В., Таврійський державний агротехнологічний університет імені Дмитра Моторного, к.с.-г.н., доцент, м. Запоріжжя, Україна

Вознюк Н., Національний університет водного господарства та природокористування, к.с.-г.н., професор, м. Рівне, Україна

Abstract

The most effective mechanism for achieving "good" ecological status is the transition to Integrated Water Resources Management (IWRM). This is a modern approach to managing water bodies, which involves a systematic approach to solving problems related to water use. Unlike traditional management methods, IWRM considers the interconnections between different sectors that use water and the ecosystems that depend on it. IWRM is one of the most important tools for ensuring sustainable development, and the implementation of this approach will enable more efficient use of water resources, with a view to ensuring the well-being of future generations.

This publication aims to address two key tasks:

- 1) Water quality issues: an analysis of methodological approaches and current legislative practices for determining the quality of surface waters.
- 2) Practical aspects of the transition to Integrated Water Resources Management.

Вступ

За останні 100 років світовий попит на воду зріс на 600% (Wada et al., 2016). Останні 35 років спостерігається суттєве погіршення якості поверхневих вод і, як очікується, ця тенденція буде погіршуватись, що призведе до зростання загроз і негативного впливу на здоров'я людини та довкілля (du Plessis, 2022). За даними ООН майже чверть населення планети, а це 2,2 млрд

осіб, не мають доступу до безпечної питної води. У Звіті ООН про досягнення Цілей сталого розвитку (ЦСР) значиться, що 3 млрд людей не мають жодного уявлення про якість води, яка є джерелом їх буденного водокористування, в першу чергу така ситуація обумовлена відсутністю заходів контролю та моніторингу.

Забруднення води корелює з щільністю населення та економічним зростанням. Саме тому, розглядаючи запаси прісної води як ресурсу, варто зважати на стрімке підвищення попиту, обумовленого, по-перше, збільшенням чисельності населення на планеті. На середину 2024 р. цей показник сягнув 8,2 млрд, за прогнозами ООН досягне піку в середині 2080-х років і складе приблизно 10,3 млрд. Другий фактор, на який неодмінно треба зважати, це прогнозоване збільшення тривалості життя. Усереднений показник тривалості життя людини станом на 2019 р. становив 73 роки; за даними Євростату середня тривалість життя мешканців Європи у 2023 р. досягла 77 років 2 міс.; прогнозований усереднений показник для мешканця нашої планети у 2050 р. становитиме 81 рік та 5 міс. За прогнозами ООН загострення набудуть і ключові екологічні проблеми. Очікується, що до 2040 року глобальний попит на воду може збільшитися майже на 50 %; до 2050 року 5,7 млрд людей проживатимуть у районах, в яких нестача прісної води відчуватиметься мінімум один місяць на рік, 6 млрд страждатимуть від дефіциту чистої води. Також необхідно зважати на потенційні ризики, обумовлені кліматичними змінами, надмірним рівнем антропогенного навантаження та загостренням збройних конфліктів (World Population Prospects, 2024; The Sustainable Development Goals Report, 2022; Skyba et al., 2021; Зелінський, 2022).

Результати глобального дослідження, проведеного Міжнародним дослідницьким інститутом продовольчої політики (IFPRI), демонструють тенденцію швидкого погіршення якості води в багатьох країнах. За представленими прогнозними даними у 2050 році третина населення планети наражатиметься на небезпеку високого ступеня ризику, обумовлену збільшенням кількості азоту та фосфору у воді; 1 з 5 людей буде піддаватися

ризика, спричиненому забрудненням води через суттєву інтенсифікацію процесу біохімічного споживання кисню (БСК). Фокус уваги, зосереджений на сталому управлінні водними ресурсами набуватиме все більшої актуальності через бідність, нерівномірний розподіл та доступ до використання водних ресурсів, а також погане управління (Ahmed, Zounemat-Kermani, & Scholz, 2020).

Якість річкової води має тенденцію погіршуватися під час екстремальних погодних явищ: під час посухи та спеки (68%), дощів і повеней (51%), а також під час довготривалих змін клімату (56%). А оскільки ці події стають все більш частими та серйозними через зміну клімату, здоров'я екосистем та доступ людей до безпечної води можуть опинитися під дедалі більшою загрозою (van Vliet et al., 2023).

Деградація ресурсів прісної води була включена Всесвітнім економічним форумом до десятки найбільших глобальних ризиків останнього десятиліття. Якість води є однією з головних проблем людства у XXI ст., нездатність розв'язати цю глобальну проблему, ймовірно, матиме серйозні наслідки для досягнення кількох цілей сталого розвитку (ЦСР) (du Plessis, 2022). Очікується, що забруднення води посиляться протягом наступних десятиліть і стане серйозною загрозою для сталого розвитку суспільства (Boretti, & Rosa, 2019).

Актуальність теми дослідження та проблематика

Доступ до чистої води, належної санітарії та гігієни є правом людини, тому чиста вода та належне управління водними ресурсами є ключовою основою сталого розвитку суспільства (Mukherjee, Babu, & Ghosh, 2020; Khan, Zakwan, & Mohanty, 2022). Якість води займає ключове місце в стратегічних підходах сталого розвитку, зосереджуючись на сталості використання води для майбутніх поколінь, посідаючи центральне значення для досягнення всіх 17-ти ЦСР. Хоча ЦСР формулюються як окремі цілі, вони навряд чи є незалежними. Вода проходить центральною лінією через кілька з них, і цілі та індикатори, що стосуються прісноводних систем, можна знайти не лише у спеціальній меті

щодо води (ЦСР 6 Чиста вода та санітарія), а й в інших (Bhaduri et al., 2016). Вода має фундаментальне значення і для забезпечення їжею, енергією та здоров'ям людей. Тому вода посідає центральне значення для розвитку і була визнана однією з Цілей сталого розвитку ООН. Розв'язання водних проблем для забезпечення чистою водою та захисту від небезпеки, пов'язаної з водою, допоможе досягти і багатьох інших ЦСР, зокрема щодо продовольчої безпеки (ЦСР 2: Подолання голоду) громадського здоров'я (ЦСР 3: Міцне здоров'я та благополуччя) та подолання бідності (ЦСР 1: Подолання бідності) (Yang et al., 2020).

Зниження якості води з урахуванням негативної прогнозованої тенденції в довгостроковій перспективі стало глобальною проблемою для сталості соціально-екологічних систем. Питання дефіциту води набуває вже більшої актуальності в контексті проблематики якості, ніж кількості (Bhaduri et al., 2016). На відміну від оцінки кількості води, моніторинг та управління якістю води є складним, системним процесом. Однією з головних проблем є щорічний синтез нових хімічних речовин, які з'являються в усьому світі. За підрахунками, тільки в США це число щороку перевищує 1000. Як правило, наслідки впливу нових синтезованих речовин для здоров'я та довкілля неможливо оцінити достовірно та швидко (Biswas, & Tortajada, 2019). Типовим підтвердженням цього став скринінг якості води Дніпра. Це перше масштабне дослідження понад 67 тис. речовин, проведене у 2021 за умовами європейського партнерства. У результаті дослідження виявлено 21 речовину-забруднювача, з них: 19 синтетичних речовин (сільськогосподарські отрутохімікати, фармацевтичні препарати та речовину, що використовується у парфумерії – синтетичний мускус), 2 важких метали: цинк та мідь (Наскільки безпечна вода у Дніпрі, 2021).

Таким чином, важко приймати рішення на основі фактичних даних щодо того, скільки параметрів якості води слід вимірювати регулярно, впроваджуючи економічно-ефективну систему управління водними ресурсами. Існує широкий спектр можливих індикаторів якості води, і все ж проблема оцінки екологічного

стану та якості прісноводних водойм у багатьох частинах світу залишається дуже актуальною (Bhaduri et al., 2016).

Екологічна оцінка є попереднім етапом та неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, яка передбачає зіставлення одержаних результатів із значеннями екологічних нормативів, встановлених для певного виду водокористування. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості води із значенням усіх тих показників, які встановлені в результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкта.

Як правило, програмами моніторингу якості поверхневих вод в країнах, що розвиваються передбачено регулярний контроль лише 10–20 стандартних параметрів якості води (Biswas, & Tortajada, 2019). Прикладами кардинальної зміни підходів є Сингапур та Китай. У 1970 році в Сінгапурі моніторинг проводився за 36 параметрами якості води, тоді як зміна методики, запроваджена з 2016 року дозволяє здійснювати оцінку за 340 показниками. На тлі стрімко зростаючої екологічної катастрофи зміна підходів до моніторингу якості та контролю в Китаї сприяла трикратному збільшенню параметрів, на сьогодні орієнтовний перелік містить 110 показників (Biswas, & Tortajada, 2011).

Дані про якість води є ключовими для прийняття обґрунтованих політичних рішень; на перспективу досягнення ЦСР вимагатиме інтегрованого підходу управління водними ресурсами задля пошуку та впровадження ефективних взаємопов'язаних рішень (Measuring Progress, 2023).

Ще одним ключовим викликом є питання управління водними ресурсами (УВР) (Yang et al., 2020). Належне управління якістю води є необхідною умовою для подальшого економічного та соціального сталого розвитку та абсолютно критично важливою для гідної якості життя людей (Biswas, & Tortajada, 2019).

Враховуючи, що кількість водних об'єктів, які мають незадовільні показники якості води та темпи трансформації басейнів мають несприятливу

прогнозу тенденцію, відповідно зростає і необхідність в адаптивності застосування зручних методичних підходів, спроможних відображати екологічні зміни якості поверхневих вод. Зважаючи на це, ми поставили за мету розглянути підходи до оцінки якості поверхневих вод, які застосовувались в різні періоди часу та проаналізувати тотожність сучасних інтегрованих підходів, які застосовуються різними країнами світу.

Компаративний аналіз модифікації підходів до екологічної оцінки якості поверхневих вод в Україні

Застосування різних показників та методичних підходів до визначення якісного стану поверхневих вод набувало змін відповідно до розвитку технічних та інструментальних можливостей здійснення екологічної оцінки якості води, а також при зміні законодавчих та управлінських підходів.

Досліджуючи цю проблематику, варто зазначити, що наявні на тепер методи комплексної оцінки забрудненості поверхневих вод принципово поділяються на дві групи. До першої зараховують методи, що дають змогу оцінювати якість води за сукупністю гідрохімічних, гідрофізичних, гідробіологічних, мікробіологічних показників. До другої групи – методи, пов'язані з розрахунком комплексних індексів забрудненості води (Бреус & Левченко, 2019).

Перші методологічні підходи до комплексного визначення якості поверхневих вод почали з'являтися на початку 60-х років ХХ ст. Одна з перших методик комплексної оцінки якості поверхневих вод з урахуванням хімічних, фізичних параметрів забруднення, гідробіологічних та бактеріологічних показників, доповнена візуальним описом водного об'єкта у місці відбору проб – запропонована Билінкіною А. О. зі співавторами. Методика базується на дослідженні: БСК₅, вмісту амонію сольового, окремих токсичних речовин, органолептичних показників, індексу сапробності, титру кишкової палички. Драчову С. М. (1964) належить розробка класифікації якості води за 6-ма категоріями від «дуже чистих» до «дуже брудних» з відповідністю концентрації

речовини-забруднювача певному показнику. Саме ця класифікаційна схема є прототипом сучасної методології екологічного та гігієнічного нормування показників якості води у багатьох краях світу. На той час даний підхід не набув широкого практичного застосування, лише у 1977 році класифікаційний підхід ранжування водних об'єктів за категоріями та класами став методичною основою ГОСТу 17.1.1.02-77. У документі враховано морфометричні, фізико-географічні та режимні особливості водних об'єктів, але при цьому не включені показники якості поверхневих вод за гідрохімічними, гідробіологічними та бактеріологічними показниками (Скиба, 2020).

Загальним питанням визначення якості води та її показників, розробкою єдиного комплексного показника, з урахуванням особливостей водойм залежно від типу водокористування, ґрунтово-кліматичних умов розташування водозбору, ступеня природної мінералізації поверхневих вод, особливостей гідрологічного режиму, показників оцінки якості води присвятили свої наукові праці Гурарий В. І., Шайн А. С. (1975); врахуванню розширеного переліку гідрохімічних показників Пічахчі І. Д. та ін. (1977), Жукинський В. Н. (1980); використанню всіх показників зі встановленими значеннями ГДК – Новіков Ю. В. (1984), Лук'яненко В. І. (1996); використанню невеликої кількості нормованих показників (від 4 до 10-12): Абакумов В. А. (1983), Брагинський Л. П. (1985). Алгоритм використання репрезентативних показників, який полягає у розподілі забруднюючих речовин на систематичні (репрезентативні) та ті, які зустрічаються нечасто (фонові) з можливістю прогнозування його стану надалі, аналізуючи елементи та сполуки накопичені у донних відкладах розроблений Караушевим А.В. (1981) (Скиба, 2020).

Надалі з'явилося багато пропозицій виокремлення основних політантів в загальній структурі показників якості води. Одні базуються на використанні показників з фіксованим значенням ГДК, інші передбачають врахування при розрахунках обмеженого числа показників (здебільшого кількість варіюється у межах 6-9 показників). Проте, шляхом використання лише одного порівняння зі значенням ГДК неможливо визначити специфіку функціонування водних

екосистем у різних природно-кліматичних зонах, врахувати сезонні особливості та гідрохімічну відмінність річкових басейнів.

Схема врахування біотичного індексу (прийнята в Англії), яка враховує видове різноманіття організмів, перетворення якісних характеристик у кількісні у вигляді балів та індексів запропонована Жукинським В. Н. зі співавторами (1980). Основна мета – виявлення впливу виробничих та господарсько-побутових стоків на якість води у водоймах, враховуючи, що за тривалий час популяції гідробіонтів пристосувалися до життя в різних геохімічних провінціях та адаптувалися до локальної концентрації поллютантів.

Метод оцінки якості води Новікова Ю. Н. та ін. (1987) базується на розрахунку комплексної оцінки рівня забруднення за кожною лімітуючою ознакою шкідливості. Показники шкідливості об'єднують у: критерій санітарного режиму W_c , критерій органолептичних властивостей W_f , небезпеки санітарно-токсикологічного забруднення $W_{ст}$ та епідеміологічний критерій W_e .

У 80-х роках в Україні практика управління водогосподарською та водоохоронною діяльністю враховувала класифікацію якості поверхневих вод за різними групами характеристик: біологічні показники, вміст органічних речовин, вміст неорганічних речовин та значення фізичних показників, вміст органічних та неорганічних промислових поллютантів. Згідно з даною класифікацією якість води характеризується 3-ма класами придатності води для використання та 6-ма класами якості з погляду екологічного благополуччя (I клас – «дуже чиста» та VI клас – «дуже забруднена») (Скиба, 2020).

Інтегральні показники оцінки якості води за сукупністю фізико-хімічних та біологічних параметрів у вигляді схеми комплексної екологічної оцінки запропоновані Оксіюк О. П. та Жукинським В. П. (1993) (Оксіюк, Жукинський, Брагинський et al., 1993). Фактори формування якості води за Сніжко С. І. (2001) складаються з 5-ти блоків: гідробіологічного, фізико-географічного, антропогенного, гідрометеорологічного та гідрохімічного. Усі компоненти

блоків тісно пов'язані між собою, що дозволяє враховувати принцип нерозривності між усіма складниками водної екосистеми (Сніжко, 2001).

Головна проблема впровадження методології запропонованих класифікацій та практичному їх використанні полягала, по-перше, у неузгодженості між собою кількісних значень критеріїв, що приведені для тих самих класів забруднення. По-друге, класифікації якості поверхневих водних об'єктів побудовані на бальних або індексних оцінках, отриманих експертним шляхом у переважній більшості склалися компіляторним або інтуїтивним методом, що знижувало їх об'єктивність.

Закордонний досвід оцінювання якості поверхневих вод за окремими блоками показників та комплексний методологічний підхід

Методи оцінювання якості природних вод за комплексними показниками почали з'являтися у 1960-х роках. Перша спроба створення узагальненого показника якості води, так званий Індекс Хортон розроблена у 1965 році в США.

У 1974 році з'являється схема оцінювання якості води із застосуванням індексу якості (ІКВ), що розраховується за такими показниками, як розчинений кисень, БСК, аміак та іони амонію, рН, загальний азот, фосфати, завислі речовини, температура, електропровідність, *Escherichia Coli* (Бреус, & Левченко, 2019). У цей же період Національною організацією санітарії (США) розроблено методологію обрахунку індексу якості води WQI (модифікована версія моделі Хортон), яка базується на вимірюванні дев'яти показників – вмісту розчиненого кисню, кількості фекальних колі-форм, величині рН, БСК, температури, вмісту загального фосфору, нітратів, каламутності й величини сухого залишку. Першооснова методики за Brown R. M. (1970) була доопрацьована Bhargava D.S. (1983), йому належить ідея визначення WQI в діапазоні 0-100 безрозмірного значення. На основі балів WQI якість поверхневих вод була розділена на п'ять категорій, представлених у табл. 1 (Brown, McClelland, Deininger, & Tozer, 1970; Bhargava, 1983).

$$WQI = \frac{\sum_{i=1}^n W_n q_n}{\sum_{i=1}^n W_n} \quad (1)$$

де q_n – оцінка якості n -го параметра якості води;

W_n – одинична вага n -го параметра якості води.

Таблиця 1

Градація бального розподілу за показником WQI

Якість води	відмінна (high)	добра (good)	задовільна (moderate)	погана (poor)	дуже погана (bad)
Значення WQI	0-25	26-50	51-75	76-100	>100

Відповідно WQI вважається математичним інструментом, який значно мінімізує складні набори даних про якість води та забезпечує єдине класифікаційне значення, яке описує стан якості води у водоймах або ступінь забруднення (Akhtar et al., 2021). Оцінювання якості природних вод за допомогою показника WQI набуває все більшої популярності. Останніми роками спостерігається збільшення кількості досліджень, публікацій і глобальних звітів, які спираються на методологію WQI. Методику інтегральної оцінки постійно модифікують (як саму формулу, перелік показників так і градацію розподілу балів), уводять додаткові параметри, враховують регіональний фактор, критерії водокористування тощо.

Саме Water Quality Index (WQI) є базисом Закону США про чисту воду (CWA, 2019 р.), активно використовується в Канаді (Канадський індекс CWQI). Його інтерпретація Universal Water Quality Index (UWQI) поширена на африканські країни, спрямовані на захист поверхневих водойм від антропогенного впливу шляхом використання хімічних та екологічних критеріїв оцінки якості води. У своєму дослідженні Akhtar N. (2021) зі співавторами аналізує 46 варіацій методології WQI, кожна з яких є придатною для використання (Akhtar et al., 2021).

Розрахунок окремих показників та відсутність уніфікованої методики нерідко призводить до різниці рекомендаційних заходів щодо управління

якістю води, що створює практичні проблеми для впровадження дій із захисту гідроекосистем від подальшої деградації (Zhang, Zhang, Du, & Chen, 2022; Berry, Steffy, & Shan, 2020; Banda, & Kumarasamy, 2020). Якраз WQI є простим і легким рішенням, тим методом управління якістю води, який відіграє вирішальну роль в оцінці забруднення води (Ariza-Restrepo, Rodriguez-Diaz & Onate-Barraza, 2023). Методи розрахунку WQI останнім часом значно покращили визначення, моніторинг та оцінку якості води. Таким чином, надзвичайно важливо визнати цінність цих методів для управління якістю води та регуляторних рішень (Khan, Ahsan, Imteaz, Shafiquzzaman, & Al-Ansari, 2023).

Одним зі способів подання результатів оцінювання екологічного стану поверхневих вод, згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС (ВРД, WFD) є індекс екологічної якості (*EQI (аббревіатура, яка використовується в укр. наукових джерелах)*).

Водна рамкова директива (ВРД) – це європейське законодавство, спрямоване на захист і відновлення водних об'єктів. Він вимагає від держав-членів ЄС досягнення доброго стану в усіх поверхневих водах (екологічний і хімічний стан) і підземних водах (хімічний і кількісний стан) (Nakhle, Stamos, Proietti, & Siragusa, 2024). Відповідно до вимог ВРД стан поверхневих вод оцінюється за допомогою двох статусів: екологічного та хімічного (наявність поллютантів) (EQS). Своєю чергою екологічний статус оцінюється з урахуванням біологічних (EQR), гідроморфологічних та фізико-хімічних показників якості (Griffiths, 2002).

ВРД чітко вказує, що держави-члени мають можливість розробляти та впроваджувати методи для оцінки EQR, які вони вважають за потрібне, адаптовані до їхніх конкретних потреб і з урахуванням відповідних вимог (EQR, 2007).

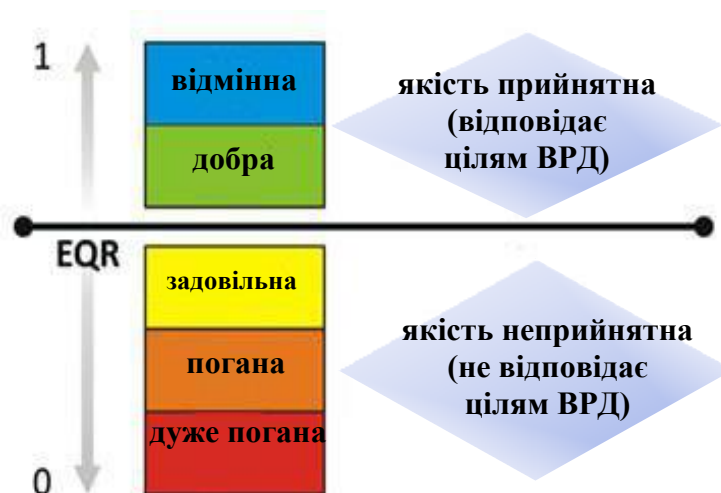


Рис. 1. Шкала EQR відповідно до вимог ВРД (Miccoli, Lombardo, & Cicolani, 2013)

Проте в деяких літературних джерелах EQR визначається як ключовий індекс екологічної якості та уніфікується з нашим розумінням комплексного показника екологічної якості поверхневих вод (EQI). Маємо думку, що основна причина дійсно полягає в тому, що методичні першоджерела мають саме рекомендаційний характер.

ВРД визначено п'ять класів якості (QC), які обраховуються на основі коефіцієнта екологічної якості (EQR). EQR визначаються для кожної території та типу екосистеми на основі найменш постраждалих місцевостей у цій зоні.

$EQR \approx 1$ – «висока якість», тобто фактичний стан гідроекосистеми мало відрізняються від еталонних умов. Відповідно до ВРД, екологічний стан є прийнятним для ділянок, які класифікуються як «високий» або «добрий» екологічний статус (QC I та II, відповідно, рис. 1), тоді як ділянки з «поганим» або «помірним» статусом (QC III–V) потребують привести до прийнятного екологічного стану шляхом розробки та практичної реалізації Планів управління річковими басейнами (ПУРБ) (Miccoli, Lombardo, & Cicolani, 2013).

Екологічний індекс якості води (ІЕ) розраховується як середнє арифметичне значення індексів компонентів сольового складу (I_c), трофо-сапробіологічних (I_{tc}) та специфічних показників токсичної та радіаційної дії (I_t). Градації EQI за

класами якості води наведено в керівному документі ЄС «Спільне впровадження Стратегія ВРД (2000/60/ЄС) (Mats, 2023; Мітрясова, Погребенник, Шибанова, & Джумеля, 2022). EQI визначається шляхом порівняння значень показників, отриманих у конкретному створі, зі значеннями показників у референційних (еталонних) умовах:

$$EQI = \sum_{i=1}^N \frac{P_i}{P_e}, \quad (2)$$

де: P_i – значення показника в i -му створі;

P_e – значення показника в еталонному створі;

N – загальна чисельність показників.

Для приведення індексу екологічної оцінки якості вод (I_E) до діапазону від 1 до 0, який прийнято для EQI , можна використати відношення: (Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, 2012):

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7) \quad (3)$$

$$I_E = (I_C + I_{TC} + I_T) / 3 \quad (4)$$

де: I_C – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_{TC} – трофо-сапробіологічний індекс;

I_T – індекс специфічних показників токсичної та радіаційної дії.

Градації індексу EQI відповідно до класів якості вод наводяться у керівному документі ЄС «Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/ЄС), Guidance document № 10» та представлена у табл. 2

Таблиця 2

Градації індексу EQI

	1	2	3	4	5
Клас якості вод	відмінна (high)	добра (good)	задовільна (moderate)	погана (poor)	дуже погана (bad)
Значення EQI	1-0,83	0,82-0,62	0,61-0,41	0,40-0,20	<0,20

Індекс якості навколишнього середовища (EQI) також є в американській законодавчій системі щодо визначення стану та захисту довкілля. На відміну від європейського він передбачає визначення даних за п'ятьма складниками: повітря, вода, ґрунти, урбанізація та соціально-демографічне середовище. EQI допомагає дослідникам краще зрозуміти, як сукупний вплив на навколишнє середовище, який зазвичай розглядається ізольовано, відображається на стані здоров'я людей (U.S. EPA, 2014).

Вдосконалення чинних методологічних підходів з урахуванням міжнародного досвіду

Відповідно до цілей сталого розвитку, для України, де понад 70% всього водокористування припадає саме на поверхневі води, моніторинг та управління водними ресурсами є не тільки основою запобігання екологічним ризикам, але й однією з умов сталого використання водних ресурсів та якості довкілля загалом. Дослідження та аналіз екологічного стану водних об'єктів, зокрема річок, має важливе практичне значення, оскільки їх стан надалі відбивається на якості питної води (Мітрясова та ін., 2022). Якість поверхневих вод окремих естуаріїв України, поряд з іншими комплексними показниками визначення стану водних об'єктів, доцільно використовувати з метою оцінки сучасного стану гідрологічної системи окремого водного об'єкта та при визначенні динаміки його екологічних змін за окремі проміжки часу.

Законодавча система охорони поверхневих та підземних вод в Україні базується у першу чергу на екологічних нормативах водокористування та дотриманні встановлених значень ГДК, передбачених Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища», Водним Кодексом України та «Санітарними нормами й правилами охорони поверхневих вод від забруднення».

Відповідно до підходів, які в різний час використовувались у нашій державі, плацдармом стала, розроблена у 1992 р. Яциком А. В. та ін. методика, що включала дані моніторингових спостережень за гідрохімічними

показниками стану поверхневих вод з подальшою прив'язкою до гідрографічного районування території України (Яцик, Петрук, & Канаш, 1992). Хронологія офіційно-затверджених підходів до оцінки якості води охоплює: Методику «Екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України» (КНД 211.1.4.010-94), Методику «Екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», (Романенко et al., 1998) та Методику віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод (Методика віднесення., 2019).

Окрім того, є велика кількість вагомих доробків та альтернативних методик, уніфікованих та адаптованих українськими науковцями та дослідниками відповідно до інтегрованих показників, поширених у світі.

Наприклад, методика «Розгорнутої екологічної оцінки якості вод», яка базується на основі методики «Комплексної експертної оцінки екосистем басейнів річок» (2004) дозволяє відстежувати тенденції зміни якості води досліджуваної річки (як загалом, так і за окремими показниками), які спричиняються як природними процесами, так і внаслідок прямої чи опосередкованої антропогенної діяльності (Клименко, Трушева, & Гроховська, 2004). Оцінка якості поверхневих вод здійснюється за екологічним коефіцієнтом I_E , який визначається за речовинами 3-х блоків показників: сольового складу (I_A), трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного, I_B), та блоку специфічних речовин токсичної та радіаційної дії (I_C). При формалізації екологічної оцінки якості вводиться єдина шкала виміру кожного показника, в якій величини показників визначаються цілими числами (рангами), що відповідають певній категорії якості води.

Починаючи з 2000-х років методики по оцінці забруднення та визначення екологічного стану поверхневих вод вдосконалюються та модернізуються згідно з вимогами правового регулювання ЄС. У першу чергу вони ґрунтуються

саме на екологічній оцінці якості води, віднесенні до певного класу, категорії згідно з екологічною класифікацією на підставі аналізу значень показників її складу і властивостей. Екологічна оцінка якості води дає інформацію про воду як складник екосистеми, про її придатність як життєвого середовища гідробіонтів і важливої частини природного середовища людини (Методика визначення масивів поверхневих та підземних вод, 2019). Проведення екологічної оцінки стану всіх типових ділянок басейну річки за біологічними, фізико-хімічними та гідроморфологічними параметрами є важливим етапом дослідження водотоків, передбаченої вимогами Водної Рамкової Директиви ЄС (WFD, 2013).

Основною характеристикою водного середовища, згідно ВРД ЄС є не вміст окремих показників якості води, як це було звично для України, а стан водної екосистеми. Стан гідроекосистеми, як відомо, визначається її абіотичними (фізичними та фізико-хімічними) і біотичними показниками, відповідно, екологічний стан встановлюється за біологічними компонентами разом з фізико-хімічними й гідроморфологічними характеристиками (Методика екологічної оцінки якості ..., 2012).

Новітні вимоги євроінтеграції та вимоги водоохоронного законодавства з урахуванням основних положень ВРД ЄС 2000/60/ЕС враховує розроблена у 2012 році проектна методика «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями». Дана методика є видозміною чинного документа «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (1998 р.), враховує основні пріоритети у водоохоронній діяльності та шляхи досягнення доброго стану поверхневих вод (Методика екологічної оцінки...,1998; ЕРА, 2019) та розроблена відповідно до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», Водного кодексу України, Постанови Кабінету Міністрів України від 19 березня 1997 р. № 244 «Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фітосанітарних норм та міжнародних і європейських стандартів». Методика враховує вимоги

ВРД, Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті (Конвенції Еспо) та низки інших міжнародних документів.

Нововведенням проєктної методики є врахування гідрохімічних особливостей водотоку залежно від природних умов, а також можливість розрахунку перехідного коефіцієнту між сусідніми категоріями якості води, а також передбачено аналіз за блоком гідробіологічних показників. Уточнене значення категорії якості дозволяє робити оцінку більш гнучкою та точнішою за допомогою подальшого заокруглення отриманого значення до десятих та віднесення показника (блоку показників) до відповідної субкатегорії якості води. Це має важливе значення з водоохоронної точки зору та дає змогу визначити ступінь наближення значення показника до межі наступного (гіршого) класу (Методика екологічної оцінки якості .., 2012; Осадча, Набиванець, & Яцюк, 2013).

Спеціалізовані системи оцінок екологічної класифікації якості поверхневих вод, як правило, побудовані за однаковим принципом: поділяють води на п'ять класів та сім підпорядкованих їм категорій, що в принципі певною мірою узгоджується з закордонними підходами. Для досягнення об'єктивності та достовірності оцінки екологічного стану масиву поверхневих вод необхідно використовувати комплекс гідроморфологічних, біологічних, фізико-хімічних, хімічних та токсикологічних показників (табл.3).

Оцінка якості поверхневих вод за екологічною класифікацією, класи та категорії (Клименко, Прищеп, & Вознюк, 2023)

Клас якості води	I	II		III		IV	V
Категорія якості води	1	2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод за їх станом	Відмінні	Добрі		Задовільні		Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Відмінні	Дуже добрі	Добрі	Задовільні	Посередні	Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті	Чисті		Забруднені		Брудні	Дуже брудні
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті	Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні
Сапробність	Олігосапробні		β-мезасапробні		α-мезасапробні		Полісапробні
	β-олігосапробні	α-олігосапробні	β'-мезасапробні	β''-мезасапробні	α'-мезасапробні	α''-мезасапробні	Полісапробні
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні-олігомезотрофні	Мезотрофні	Мезо-евтрофні	Евтрофні	Ев-політрофні	Політрофні	Гіпертрофні

При проведенні наукових досліджень та обрахунку якості поверхневих вод за (Методика екологічної оцінки якості .., 2012) ми встановили, що визначення уточненої категорії якості поверхневих вод буде максимально показовим при врахуванні категорій для усіх значень (середнього, максимального та мінімального). Тобто, для отримання максимально точних даних розрахунку проводити за наступною формулою (Скиба, 2020):

$$K_y = N + (A_c - A_{min}) / (A_{max} - A_{min}) \quad (4)$$

$$N = (N_{min} + N_c + N_{max}) / 3 \quad (5)$$

де: K_y – уточнене значення категорії;

N – усереднене значення категорії якості води;

N_{min} – мінімальне значення категорії якості;

N_{max} – максимальне значення категорії якості;

N_c – середнє значення категорії якості;

A_c – середньорічна величина показника якості води;

A_{min} – мінімальна величина показника за період дослідження;

A_{max} – максимальна величина показника за період дослідження.

Основні особливості застосування та переваги різних методів обрахунку екологічної оцінки якості поверхневих вод зведені у табл. 4. (Скиба, & Вознюк, 2018; Скиба, 2020)

Таблиця 4

Особливості застосування різних методів обрахунку
екологічної оцінки якості поверхневих вод

Метод	Особливості застосування
Табличний	<ul style="list-style-type: none"> ✓ експрес-використання; ✓ оптимально застосовувати при обмеженій кількості даних
Уточнена категорія	<ul style="list-style-type: none"> ✓ потребує додаткового розрахунку; ✓ дозволяє точніше визначити категорію якості води; ✓ простежити динаміку коливання показників у межах однієї категорії
Запропонований алгоритм розрахунку	<ul style="list-style-type: none"> ✓ для розрахунку потребує максимального, середнього та мінімального значення концентрації речовини у річковій воді; ✓ максимально точний; ✓ доцільно застосовувати для розрахунку при коливанні значень показника у межах різних категорій якості води; ✓ раціонально застосовувати для великих масивів даних та постійних рядів спостережень.

У грудні 2017 р. Державним агентством водних ресурсів України запроваджено програмну систему «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України», розроблену з урахуванням вимог законодавства прийнятого в рамках імплементації норм ЄС (рис. 2). Дана інтерактивна ГІС-мапа стала уніфікованим плацдармом для оцінки та усвідомлення узагальненої ситуації щодо якості поверхневих вод в Україні. Проте, варто наголосити, що загальний

алгоритм опрацьований системою, представлений на карті не зводиться до інтегрованої оцінки якості масивів поверхневих вод, а тільки відображає кратність перевищення значення ГДК за певним гідрохімічним показником (рис. 3).

У 2019 році набула чинності «Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод». Алгоритм визначення екологічного стану масиву поверхневих вод передбачає врахування гідроморфологічних, хімічних, фізико-хімічних та біологічних показників (табл. 5).

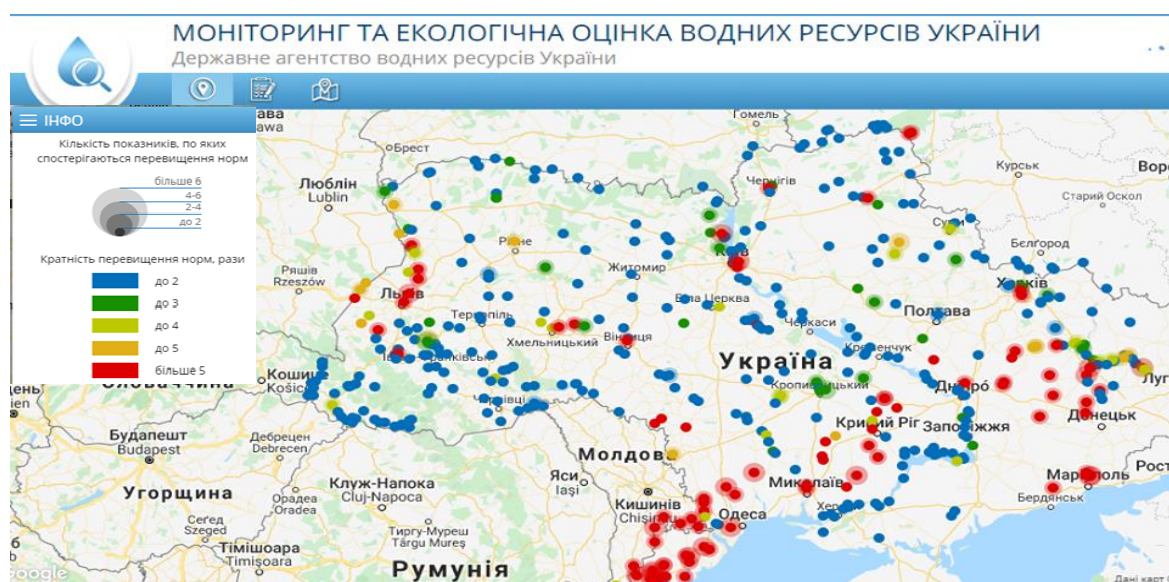


Рис. 2. Картосхема інтерактивного ресурсу «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів» за даними Державного агентства водних ресурсів України

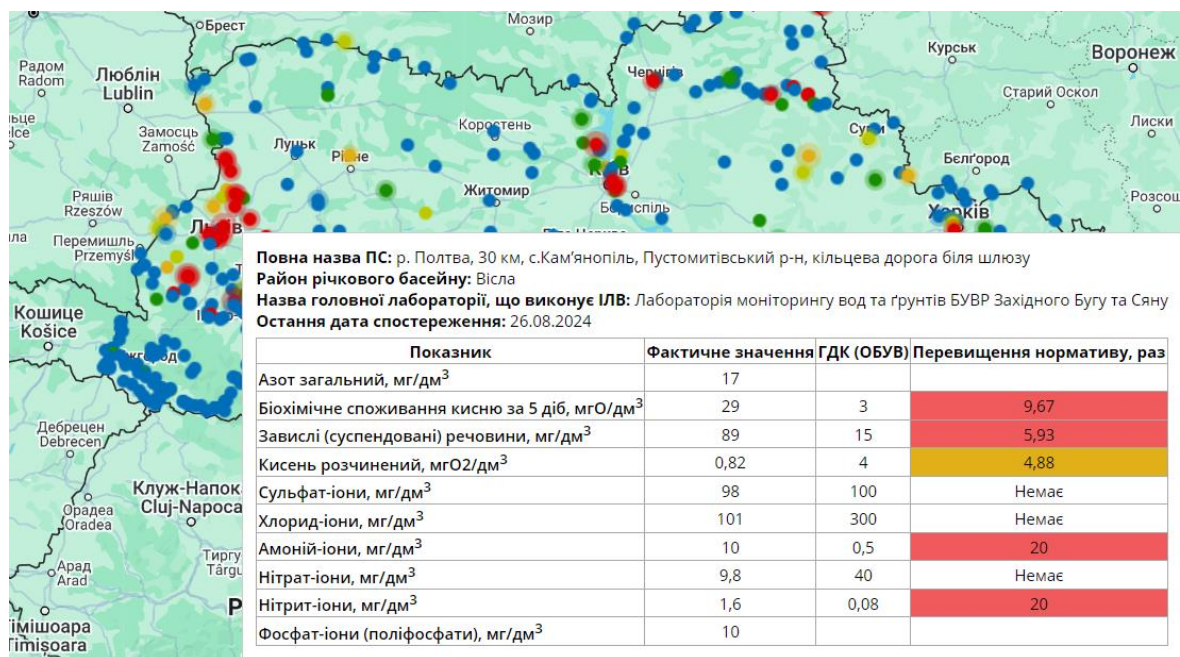


Рис. 3. Формат представлення даних на інтерактивній ГІС-мапі

Таблиця 5

Критерії віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного стану (Методика віднесення масиву..., 2019)

Стан «відмінний»	Стан «добрий»	Стан «задовільний»
Значення біологічних показників відповідають значенням, характерним для масиву поверхневих вод у референційних умовах, мають тенденцію до дуже незначних змін. Відсутні або виявлені дуже незначні антропогенні зміни значень гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників порівняно з величинами, характерними для масиву поверхневих вод в референційних умовах	Значення біологічних показників масиву поверхневих вод вказують на низькі рівні антропогенного впливу і мало відхиляються від значень, характерних для масиву поверхневих вод у референційних умовах. Концентрації хімічних та фізико-хімічних показників не перевищують екологічних нормативів якості, встановлених для екологічного стану «добрий»	Значення біологічних показників масиву поверхневих вод помірно відхиляються від значень, характерних для масиву поверхневих вод у референційних умовах. Ці значення мають помірну тенденцію до відхилення в результаті антропогенного впливу та мають значно більші відхилення порівняно з умовами стану «добрий». Концентрації хімічних та фізико-хімічних показників перевищують екологічні нормативи якості, встановлені для екологічного стану «задовільний»
Стан «поганий»	Стан «дуже поганий»	
Спостерігаються значні зміни щодо значень біологічних показників та значні відхилення від норм відповідних біологічних популяцій, характерних для масиву поверхневих вод у референційних умовах	Спостерігаються дуже сильні зміни щодо біологічних показників, відсутність великої частини відповідних біологічних ценозів, характерних для масиву поверхневих вод у референційних умовах	

У грудні 2022 р. була офіційно схвалена Водна стратегія України до 2050 року. Це надважливий документ для України на шляху виконання міжнародних зобов'язань у сфері «водної» безпеки нашої держави, Угоди про асоціацію між Україною та ЄС та Резолюції Генеральної Асамблеї ООН: Глобальні цілі сталого розвитку до 2030 року. Стратегія покликана розв'язати основні водні проблеми країни, серед яких значиться досягнення «доброго» екологічного стану вод та стале управління водними ресурсами за басейновим принципом. Операційний план з реалізації Водної стратегії до 2024 року передбачає 100-% відповідність законодавчої бази у водній сфері вимогам ЄС.

«Добра якість» води як одна з глобальних цілей сталого розвитку

Швидка індустріалізація, урбанізація, глобальне потепління та зміна клімату погіршують якість поверхневих вод у всьому світі. Отже, збереження води має важливе значення як для екологічної стійкості, так і для виживання людини (Khan, Ahsan, Imteaz, Shafiquzzaman, & Al-Ansari, 2023).

У 1978 р. під егідою Стокгольмської конференції (1972 р.) створено глобальну мережу моніторингу якості води GEMS/Water, яка забезпечує функціонування унікальної мережі моніторингу якості води у 125-ти країнах світу та координацію даних в єдиній базі даних GEMStat. Дана програма створена за підтримки Програми ООН з навколишнього середовища (UNEP), Всесвітньої організації охорони здоров'я (WHO), Всесвітньої метеорологічної організації (WMO), Організації Об'єднаних Націй з питань освіти, науки й культури (UNESCO) та реалізована на базі Національного дослідницького інституту води (NWRI) (Берлінгтон, Канада). З 2014 р. програма була оновлена, реструктуризована та посилена. З цього часу UNEP GEMS реалізується в межах «Порядку денного сталого розвитку до 2030 р.».

19 вересня 2019 р. в м. Іспра (Італія) Програмою ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП) спільно з Об'єднаним дослідницьким центром (JRC) Європейської комісії започатковано Всесвітній альянс якості води (WWQA) як відкриту спільноту практиків. WWQA – це глобальна, добровільна, гнучка

мережа, яка об'єднує усі зацікавлені сторони та централізує якість прісної води в досягненні процвітання та сталого розвитку. Повноваженнями Альянсу є контроль, аналіз та інформування про ризики якості води на глобальному, регіональному, національному та місцевому рівнях з метою визначення рішень для підтримки та відновлення здоров'я та благополуччя як екосистем, так і людей.

Цілі сталого розвитку (ЦСР), ухвалені Генеральною Асамблеєю ООН на період 2015-2030 рр., як продовження Цілей розвитку тисячоліття (ЦРТ) на період 2000-2015 рр. містять чіткі концепції щодо покращення якісного стану водних екосистем у всьому світі, підвищення ефективності використання води та зменшення дефіциту води (UN General Assembly, 2015). Новим у ЦСР 6 є включення додаткових цілей щодо покращення якості води, зменшення забруднення води, підвищення ефективності використання води, більш ефективного управління водними ресурсами, захисту екосистем, зміцнення міжнародного співробітництва та залучення місцевих громад. ЦСР стосуються всіх країн світу, тоді як ЦРТ були зосереджені на країнах, що розвиваються. Для води це важливо, оскільки споживачі та виробники в індустріально розвинутих країнах значною мірою сприяють забрудненню води та її надмірній експлуатації. Наприклад, споживачі в США мають середній водний слід на душу населення вдвічі більший за середній у світі (Hoekstra, Chapagain, & van Oel, 2017; UN General Assembly, 2015).

Програма підтримки ЦСР 6 «Інтегроване управління водними ресурсами» (IWRM) створена під керівництвом ЮНЕП і координується Глобальним водним партнерством (GWP) з метою прискорення прогресу для досягнення цілей сталого розвитку, у тому числі пов'язаних з водою, відповідно до національних пріоритетів. Дана програма є координуючою ініціативою для узагальнення всіх чинних методологій. Дана ініціатива базується на ключових індикаторах:

- 6.1. Питна вода;
- 6.2. Санітарія та гігієна;

6.3.1 Стічні води;

6.3.2 Якість води;

6.4.1 Ефективність використання води;

6.4.2 Водний стрес;

6.5.1 Управління водними ресурсами;

6.5.2 Транскордонне співробітництво;

6.6.1 Екосистеми;

6.a.1 Міжнародне співробітництво;

6.b.1 Участь зацікавлених сторін.

Ціль 6.3 передбачає глобальні зусилля спрямовані на покращення якості води шляхом зменшення забруднення, усунення скидання та мінімізації скидів та викидів небезпечних хімічних речовин і матеріалів, скорочення вдвічі частки неочищених стічних вод і значного збільшення перероблення та безпечного повторного використання в усьому світі (Bhaduri et al., 2016).

На сьогодні Програма ООН з довкілля (UNEP) працює над розробкою узгодженого підходу до встановлення проблем, пов'язаних з водою, що має повною мірою забезпечити реалізацію ЦСР 6 (IMI-SDG6). UN-Water розроблено портал даних «UN-Water SDG 6 Data Portal» (рис. 4) та впроваджено Глобальну ініціативу комплексного моніторингу для ЦСР 6. Станом на 2021 рік 96 країн світу долучились до цієї ініціативи, а вже у 2023 році це показник досягнув 123 країни. Показник ЦСР 6.3.2 станом на 2023 р. відображає, що 56 % поверхневих водних об'єктів світу відповідають критерію «добра» якість води (Water, 2021). Моніторинг ЦСР 6 у країнах ЄС показав неоднозначні тенденції щодо показників якості води. Покращене очищення стічних вод зменшило органічне забруднення європейських річок. Проте евтрофікація водойм все ще викликає серйозне занепокоєння (Nakhle et al., 2024).

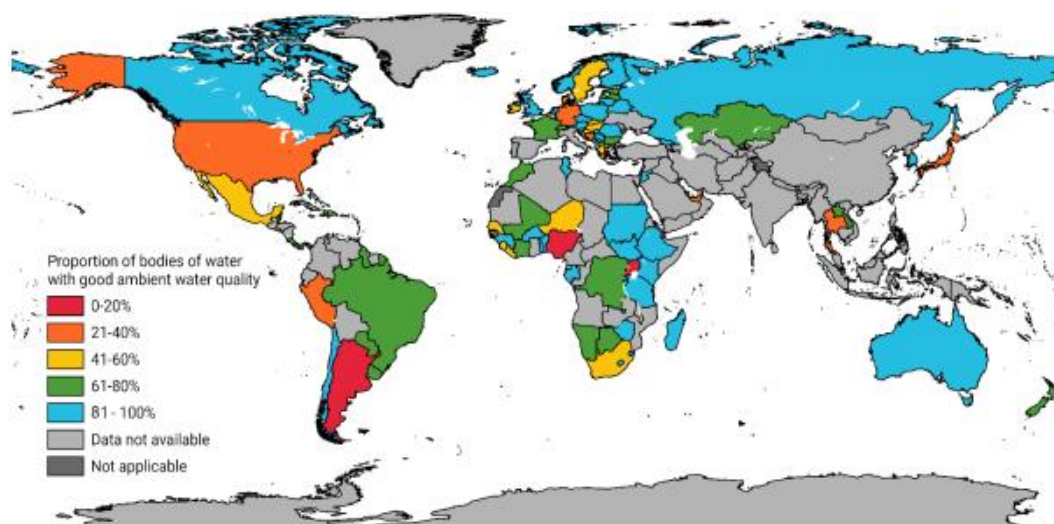


Рис. 4. Портал даних «UN-Water SDG 6 Data Portal»: глобальний статус індикатора 6.3.2
Частка водойм із доброю якістю води (Water, U. N., 2021)

Стратегія поліпшення якості води базується на аналізі двох складових: частка водних об'єктів, які мають «добру» якість води та відсоток нормативно-очищених стічних вод. Методологією UN-Water передбачена загальна оцінка якості води за 5-ма групами фізико-хімічних параметрів, що дозволяє з легкістю визначити індекс якості води за спрощеним алгоритмом (UN-Water, 2017). Такий підхід передбачає інструментальне визначення локального забруднення без проведення лабораторного аналізу за основними групами показників:

- кисень: розчинений кисень, ХСК, БСК;
- солоність: солоність, електропровідність, загальна кількість розчинених твердих часток;
- сполуки азоту: азот загальний, амонійний, нітрити, нітрати;
- сполуки фосфору: фосфор загальний, ортофосфати;
- водневий показник (рН).

Саме ці показники є типовими за перевищенням норм референційних значень у водоймах різних країн. Даний перелік не спроможний продемонструвати усі види забруднення водного середовища, але якщо показники відповідають «доброму» стану якості води, відповідно водний об'єкт не зазнає впливу з основних джерел забруднення (промислові та побутові стічні

води, сільськогосподарські стоки, водообмін з джерелом солоної води). Спрощений підхід ґрунтується на аналізі багаторічної звітності країн-учасниць і свідчить про те, що перевищення норм забруднення найчастіше спостерігається для азотистих та фосфорних сполук, відповідно надходження біогенних елементів від сільського господарства разом з неочищеними стічними водами є глобальною проблемою.

Розширена методологія UN-Water передбачає збір та аналіз інформації про якість води за додатковими параметрами, що забезпечується різноманітністю інформаційних підходів, а саме:

- змодельованих даних;
- біологічних підходів з використанням фіто- та зоорізноманіття, мікробіологічних показників, які забезпечують визначення патогенних мікроорганізмів;
- даних, отриманих методом дистанційного зондування земної поверхні;
- громадської системи моніторингу – інформації від приватного сектору та громадянського суспільства (UN-Water, 2017).

Забруднення води залишається серйозною проблемою в сучасному світі та її вирішення стало головним пріоритетом для сталого розвитку. Порядок денний сталого розвитку на період до 2030 року виводить питання якості води на перший план міжнародних дій, встановлюючи конкретну мету (ЦСР 6: «забезпечити доступність і стале управління водою та санітарією для всіх»), спрямовану на реагування на нагальні виклики, пов'язані із забрудненням води. Тим самим визначаючи центральну роль водних ресурсів для сталого розвитку та життєво важливу необхідність покращення якості питної води, санітарії та гігієни.



Рис. 5. Взаємозв'язки ЦСР 6 в триаді сталого розвитку (Water and Sanitation Interlinkages across the 2030 Agenda for Sustainable Development, 2016)

Ezbahe F. описала безліч двосторонніх зв'язків, за допомогою яких контроль забруднення води може відігравати роль у досягненні різних цілей, а також те, як досягнення ЦСР також може благотворно вплинути на якість води (Ezbahe, 2018).

На глобальному рівні існує значна прогалина в даних про якість води, і, попри десятиліття зусиль, цю прогалину виявилось важко заповнити. Індикатор ЦСР 6.3.2 сам по собі не обов'язково заповнює цю прогалину, але він об'єднує інформацію про якість води в послідовний і надійний спосіб, а також дає розуміння того, де і як збираються дані. Завдяки взаємодії з країнами це допомагає виявити проблеми, з якими стикаються, наприклад, недостатній моніторинг або відсутність стандартів якості води (FAQs on Water Quality, n.d.).

Щодо країн ЄС, то впродовж останніх років їм вдалось досягнути прогресу в доступі до належної санітарії, тенденції якості води були неоднозначними, оскільки концентрації деяких забруднювальних речовин у поверхневих та підземних водах зростають. Прогрес ефективності водокористування важко оцінити через сезонну мінливість балансу між водозабором та ресурсами відновної прісної води. Питання, що стосуються сектору «Якість води та управління водними ресурсами», в ЄС регламентується 6-ма основними водними директивами:

- Водна рамкова директива;
- Паводкова директива (Директива 2007/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2007 р. про оцінку і управління ризиками затоплення);
- Рамкова директива про морську стратегію (Директива 2008/56/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 17 червня 2008 р. про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері екологічної політики щодо морського середовища);
- Директива про очищення міських стічних вод (Директива Ради 91/271/ЄЕС від 21 травня 1991 р.);
- Директива про питну воду (Директива Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 р. про якість води, призначеної для споживання людиною);
- Директива про нітрати (Директива Ради 91/676/ЄЕС від 12 грудня 1991 р. про захист вод від забруднення, спричиненого нітратами з сільськогосподарських джерел) (Хільчевський, Гребінь, & Забокрицька, 2024).

Варто зауважити, що на сьогодні відсутні міжнародні стандарти обміну даними моніторингу якості води. Деякими країнами, наприклад США, вже розроблені національні стандарти обміну даними про якість води і на тепер активізуються зусилля для розробки спільного міжнародного стандарту в рамках Відкритого геопросторового консорціуму (OGC) як частини набору стандартів WaterML 2.0. Оцінити та відстежувати динаміку якості води на світовому рівні – масштабне та надскладне завдання. На цьому етапі WWQA працює над функціонуванням уніфікованої платформи для оцінки якості води та спільного проектування індивідуальних, орієнтованих на попит послуг на всіх рівнях з особливим акцентом на залучені місцевих громад та молодого покоління, майбутнє якого найбільш вразливе до екологічних викликів. Наразі відкриваються нові перспективи для інновацій у сфері моніторингу та оцінки якості води, такі як тристоронній підхід WWQA, заснований на локальних даних, даних дистанційного зондування та моделювання, а також можливостях машинного навчання.

Глобальні підходи до інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР, IRBM)

Вода є сполучною ланкою між більшістю глобальних викликів нашого часу. Чотири головні глобальні екологічні ризики на наступні 10 років напряду пов'язані зі сталим управлінням водними ресурсами: екстремальні погодні явища, критичні зміни екосистем, втрата біорізноманіття, дефіцит природних ресурсів (World Economic Forum, 2024). Вразливість до нестачі води та катастроф, пов'язаних із кліматом, може виникати через такі фактори: фізичний дефіцит води (включаючи надмірний забір від неузгодженого використання); погіршення навколишнього середовища (вирубка лісів, забруднення); наслідки зміни клімату (повені, посухи, змінений характер опадів); інфраструктура (поганий стан інфраструктури може впливати на водопостачання для різних потреб); геополітичні фактори (транскордонні водні впливи, конфлікти); соціальні та економічні фактори (маргіналізовані та бідніші громади, як правило, стикаються з нестабільністю водопостачання) (Caretta et al., 2022).

Щоб створити стійкість до цих ризиків, потрібне скоординоване управління природними ресурсами з урахуванням географічних, політичних, економічних та галузевих підходів.

Наряду зі зміною підходів по оцінці якості поверхневих вод, уніфіковані підходи все більше актуалізуються та інтегруються в природоохоронні програми. Такі спрямування образно відображають підходи до управління водними ресурсами та загальну динаміку деструкції річкового басейну. У 2000 р. ЮНЕСКО засновано програму оцінки водних ресурсів світу (WWAP), яка є відповіддю на заклик Комісії ООН зі сталого розвитку (CSD) підготувати періодичний глобальний огляд системи ООН щодо кількісного та якісного стану використання та управління ресурсами прісної води (UNESCO).

Новітні дослідження базуються на комплексній оцінці, яка поєднує як кількісні, так і якісні характеристики поверхневих вод та виступають вагомим інструментом для кращого управління водними ресурсами задля сталого розвитку. При цьому використовуються зовсім різні категорії та підходи.

Наприклад, у країнах з високим рівнем антропогенного навантаження активно популяризується поняття «водний слід» (WF), запропоноване Hoekstra A.Y. у 2002 р. Дане поняття відображає загальну тенденцію залежності галузей промисловості та сільського господарства безпосередньо від забезпечення водними ресурсами (Hoekstra, & Hung, 2002). Оцінка «водного сліду» набула широкого розповсюдження саме як вагомий показник споживання (Fei Yin, & Chang-xin Xu, 2020).

У 2010 році уряд Іспанії прийняв постанову про включення WFA у процес розробки планів управління річковими басейнами будучи першим урядом, який вимагав, щоб WFA була частиною планування річкового басейну. Згодом дана практика поширилась і на інші країни (Zhang, Hoekstra, & Mathews, 2013).

Інший приклад застосування показника WSPA, тобто аналізу дефіциту води, який застосовується при регіональному управлінні водними ресурсами як відображення кількісних та якісних показників водотоку з метою підвищення ефективності використання води (Jia, Klemeš, Alwi, & Varbanov, 2020).

Проте, на думку Zhang P., нагальною проблемою є відсутність сформованої системи оцінки та управління водними ресурсами, орієнтованої на водну сталість, особливо з огляду на те, що не визначено і не застосовуються індикатори та цілі (Zhang et al., 2023).

Результати показали, що дослідження підходів інтегрованого управління водними ресурсами протягом останніх 35 років стає все актуальнішим. Під впливом зміни клімату, діяльності людини та соціально-економічного розвитку управління водними ресурсами стало складнішим і більш невизначеним (Wang, Jiang, Xie, Zhao, & Li, 2020).

Ретельне планування і відповідне управління водними ресурсами має велике значення для уникнення потенційної кризи, пов'язаної з нестачею води та погіршенням якості води. Відповідні наслідки можуть вплинути на добробут нинішнього або й майбутнього поколінь (Alsaeed, Hunt, & Sharifi, 2024).

Alsaeed B. S. та ін. (2024) пропонує розглядати інтегроване управління водними ресурсами як концептуальний SWRM-AF-підхід, який складається з чотирьох компонентів: навколишнє середовище, економіка, суспільство та інфраструктура (рис. 6) (Alsaeed, Hunt, & Sharifi, 2024).

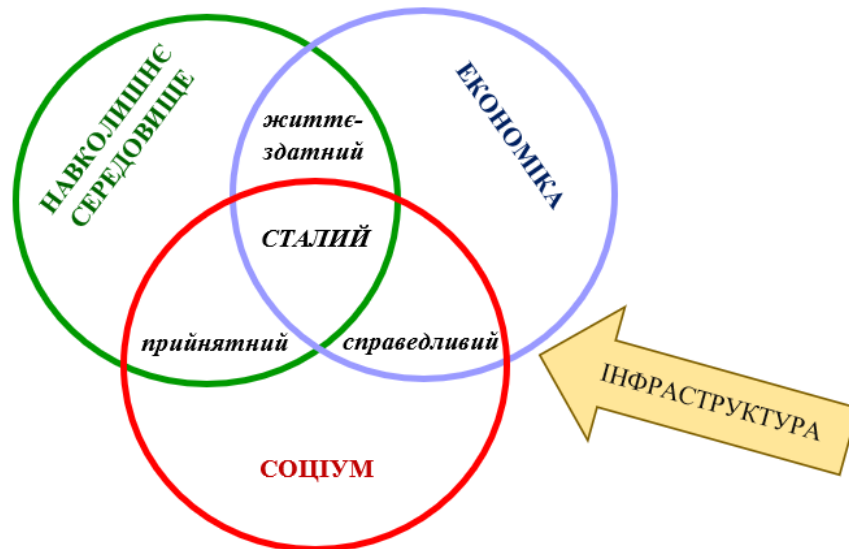


Рис. 6. Врахування фактору «інфраструктура» в триаді сталого розвитку для забезпечення ІУВР (Alsaeed, Hunt, & Sharifi, 2024)

Управління водними ресурсами на рівні водозбірного басейну також є центральним для ЦСР 6, що може сприяти збереженню, відновленню та сталому використанню прісноводних екосистем та їхніх послуг (рис. 7) (Hegarty, Hayes, Regan, Bishop, & Clinton, 2021).

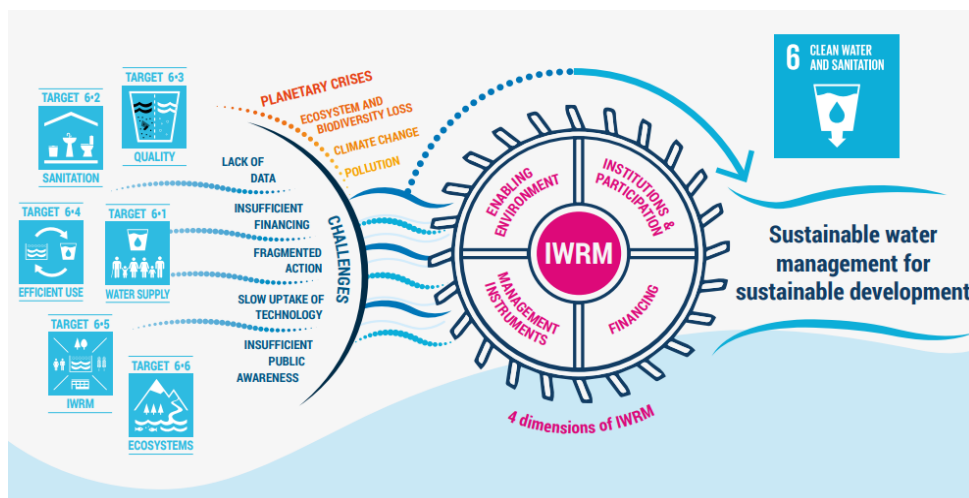


Рис. 7. Впровадження інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР), координація дії щодо всіх складників ЦСР 6 (Progress on implementation..., 2024)

У звіті UNEP «Прогрес у реалізації інтегрованого управління водними ресурсами», опублікованому у 2024 році значиться, що до загальної трирічної звітності (2017, 2020, 2023) долучається все більше країн. У 2023 сумарний показник охопив 191 країну. Загальна динаміка даних представлена на рис. 8 з описовою характеристикою критеріїв наведених у табл. 4 (Progress on implementation..., 2024).

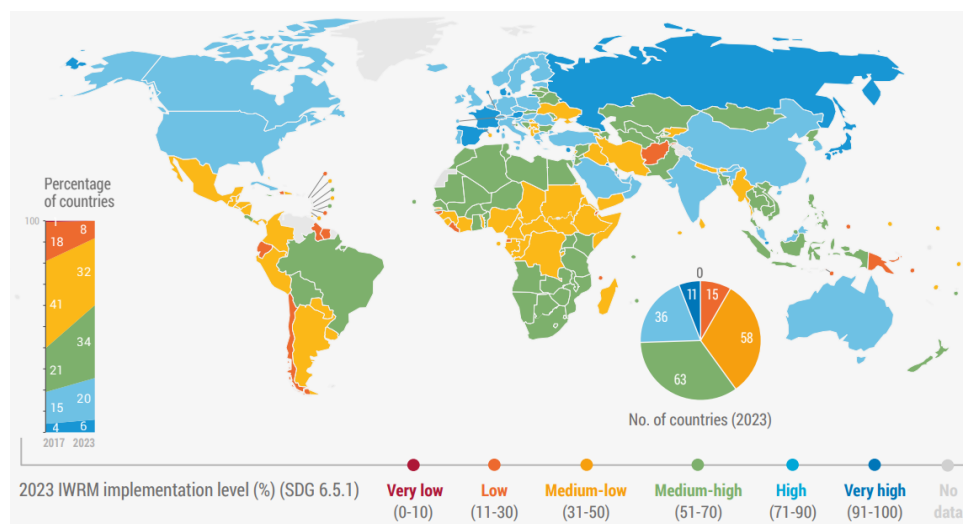


Рис. 8. Фактичний стан впровадження ІУВР у різних країнах, 2023 рік (показник ЦСР 6.5.1) (Progress on implementation..., 2024)

Таблиця 4

Рівні впровадження ІУВР, порогові значення балів та загальна інтерпретація (ЦСР 6.5.1) (Progress on implementation..., 2024)

Рівень ІУВР, %	Загальне тлумачення	Стійкість до тиску
Дуже низький (0-10) (Very low)	мінімальна кількість заходів щодо сталого управління водними ресурсами	низький
Низький (11-30) (Low)	розробляються домовленості	
Нижче середнього (31-50) (Medium-low)	механізми загалом схвалені та інституціоналізовані, але обмежені	
Вище середнього (51-70) (Medium-high)	впровадження розпочато, але не завжди ефективно	середній
Високий (71-90) (High)	деякі цілі управління водними ресурсами досягнуті (близькі до цільових)	високий
Дуже високий (91-100) (Very high)	глобальна мета – стале управління водними ресурсами	

У підсумку визначено, що 107 країн не зможуть забезпечити стале управління та використання водних ресурсів до 2030 року. Ці країни мають типово-нижчий рівень соціально-економічного розвитку та ймовірно, зазнають більшого тиску, що є вагомою перешкодою на шляху досягнення ЦСР. Є вірогідність, що цей тиск лише посилиться в умовах глобальних викликів перерахованих вище.

Інтегроване управління водними ресурсами: досвід, реформування та практика України

Чинні донині механізми державного регулювання використання водно-ресурсного потенціалу в Україні у багатьох випадках виявляються недієвими й неефективними, тому їх удосконалення є необхідною умовою забезпечення сталого розвитку водогосподарського комплексу України (Хвесик, & Левковська, 2019).

Наявна система управління водними ресурсами України не може в повній мірі забезпечити вирішення основних проблем галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів, до яких можна віднести:

- зменшення обсягів доступних до використання прісних водних ресурсів, обміління поверхневих та вичерпання підземних вод;
- критичний екологічний стан переважної більшості поверхневих водних масивів, який класифікується як «задовільний», «поганий» і «дуже поганий»;
- неврегульованість нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості води масивів поверхневих та підземних вод;
- щорічне зростання збитків, завданих повеннями (паводками) чи посухами, що посилюються негативним впливом зміни клімату;
- руйнування інфраструктури водопостачання, водовідведення та гідротехнічних споруд внаслідок російської збройної агресії;
- відсутність державного контролю за дотриманням природоохоронного законодавства щодо скидання забруднених промислових та комунальних стоків

у водні об'єкти, і тих, що подаються до очисних споруд, забруднення із сільськогосподарських джерел.

Якщо вести мову про міжнародний досвід, на прикладі китайського, австралійського та американського річкових басейнів визначені основні проблеми на шляху до сталого управління: 1) сильні посухи, 2) іригаційна діяльність, 3) урбанізація та швидка індустріалізація в окремих частинах басейну (Zhao, Wang, & Zhang, 2015).

Основна мета реформування шляхом запровадження ІУВР в Україні передбачає досягнення і підтримання «доброго» екологічного стану вод, забезпечення їх раціонального використання та доступ населення до якісної питної води. За основоположний методологічний принцип такого державного управління взято комплексний принцип інтегрованого управління водними ресурсами за районами річкових басейнів.

Інтегроване управління річковими басейнами (ІУРБ) – це процес координації природоохоронної діяльності, управління та розвитку водних, земельних та пов'язаних з ними ресурсів між секторами в межах певного річкового басейну з метою максимізації економічної та соціальної вигоди, отриманої від водних ресурсів з метою збереження та, при необхідності, відновлення прісноводних екосистем (Williams, & Pittock, 2003).

Інтегроване управління водними ресурсами (ІУВР) – це система управління, заснована на обліку всіх видів водних ресурсів (поверхневих, підземних та зворотних вод) у межах географічних кордонів, яка ув'язує інтереси різних галузей та рівні ієрархії водокористування, залучає всі зацікавлені сторони до прийняття рішень, сприяє ефективному використанню водних, земельних та інших природних ресурсів на користь сталого забезпечення вимог природи та суспільства у вод (Хільчевський, 2023).

Реформування передбачає:

- забезпечення рівного доступу до якісної і безпечної для здоров'я людини питної води і належних санітарно-профілактичних заходів;
- забезпечення необхідної кількості водних ресурсів для відновлення та оздоровлення водних екосистем і досягнення стійкого водозабору та водопостачання;
- досягнення та підтримання “доброго” екологічного та хімічного стану масивів поверхневих вод, екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод, кількісного та хімічного стану масивів підземних вод;
- нормативно-правове врегулювання екологічних нормативів якості води масивів поверхневих та підземних вод відповідно до вимог законодавства ЄС;
- забезпечення впровадження в промисловому та сільськогосподарському виробництві найкращих доступних технологій і методів управління, спрямованих на зниження рівня забруднення водних об'єктів;
- зменшення потенційних збитків, що можуть бути завдані шкідливою дією вод, зниження негативного впливу зміни клімату, зменшення збитків від посух;
- запровадження державного нагляду (контролю) за використанням, охороною та відтворенням водних ресурсів, зокрема щодо наявності та додержання умов дозволів, установлених нормативів гранично допустимого рівня скидання забруднюючих речовин, лімітів забору і використання води та скидання забруднюючих речовин (Міндовкілля).

Основоположним методологічним принципом системи управління водними ресурсами є інтегроване управління за басейновою моделлю, націлене на задоволення різнонаправлених потреб водокористувачів та збереження водних ресурсів. Цей принцип замінив неефективний територіально-адміністративний та галузевий підхід, що практикувався до цього часу.

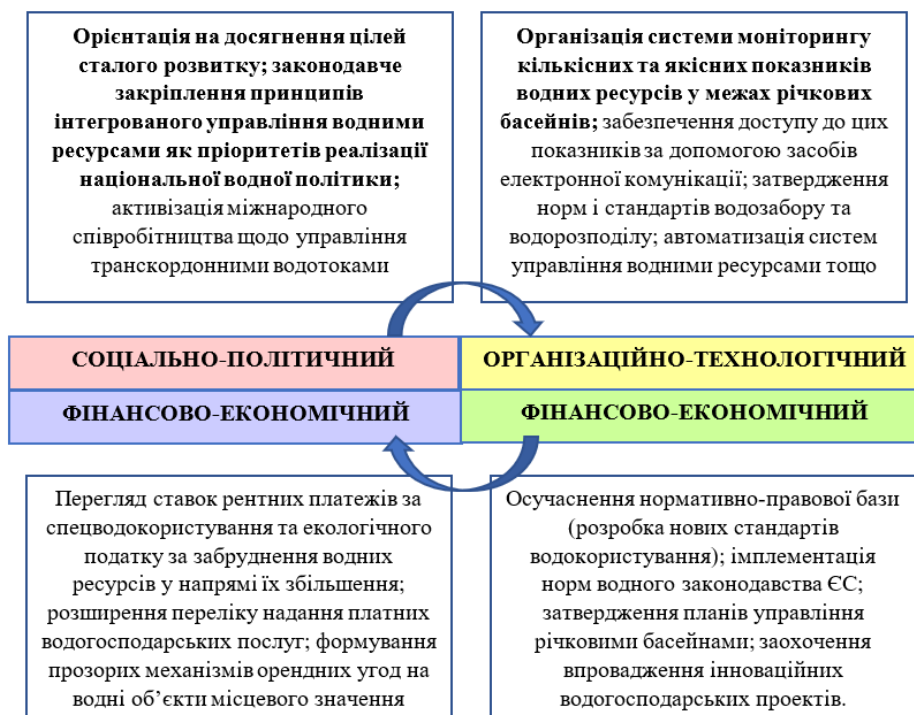


Рис. 9. Пріоритетні механізми реалізації планів управління річковими басейнами (Хвесик, & Левковська, 2019)

Принцип інтегрованого управління реалізується шляхом впровадження в Україні низки «водних» директив ЄС, серед яких Водна Рамкова Директива ЄС (ВРД) запроваджує європейську модель сталого водокористування (Council Directive 2000/60/EC, 2000; Водна Рамкова Директива, 2006; Угода про асоціацію..., 2014). ВРД встановлює основні положення для досягнення «доброго» екологічного стану вод та сприяє його підтриманню у майбутньому в тому числі шляхом інтегрованого управління річковими басейнами. ВРД була прийнята у 2000 р. і за цей час країнами ЄС накопичено великий досвід на підтвердження ефективності даного механізму.

Базовим принципом ВРД є визначення району річкового басейну основною гідрографічною одиницею управління водними ресурсами, як цілісного природного гідрографічного об'єкта, який не може обмежуватися адміністративними чи державними кордонами. Як відомо, за принципом ВРД управління окремим річковим басейном здійснюється на основі головного документу – «Плану управління річковим басейном» (ПУРБ, РВМР).

Структура ПУРБ визначається ВРД ЄС, розробляється з метою досягнення екологічних цілей, визначених для кожного району річкового басейну в установлені строки. ПУРБ ґрунтується на характеристиці природних умов басейну, аналізі основних антропогенних навантажень та їхніх впливів і пов'язаних з ними ризиків недосягнення «доброго» екологічного стану. Також ПУРБ містить аналіз стану басейну і чітку програму заходів для досягнення у встановлені терміни основної мети – «доброго» стану водних об'єктів, як поверхневих, так і підземних, що містяться на його території. При підготовці плану розробляються науково обґрунтовані заходи для мінімізації антропогенного впливу, покращення якості води, захисту населення від затоплення та інших водно-екологічних ризиків (Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС, 2006; Хільчевський, & Гребінь, 2017; Осадча, & Осадчий, 2019; Хільчевський, Гребінь, & Забокрицька, 2024).

ПУРБ є євроінтеграційним зобов'язанням України в частині імплементації Водної Рамкової Директиви ЄС та ключовим досягненням у частині водної політики під час переговорного процесу щодо членства України в ЄС (Держводагентство, 2023).

До 2024 року підготовлено проекти ПУРБ для усіх 9 річкових басейнів України, включаючи тимчасово окуповані території, проведено процедуру їх громадського обговорення та забезпечено проходження процедури стратегічної екологічної оцінки (СЕО) проектів ПУРБ відповідно до Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті та їх схвалення відповідними басейновими радами. Кожен ПУРБ містить повний перелік заходів, необхідних для досягнення екологічних цілей та «доброго» стану вод. ПУРБи є урядовими документами державного планування та офіційно мають набути чинності з 1 січня 2025 р.

Структура плану управління річковим басейном
(Плани управління річковими басейнами 2019; 2024)

Показник	Критерій	Підкритерій
1. Загальна характеристика поверхневих та підземних вод району річкового басейну	опис річкового басейну (перехід на райони басейнів річок/суббасейни)	гідрографічне та водогосподарське районування, клімат, рельєф, геологія, гідрогеологія, ґрунти, рослинність, тваринний світ, гідрологічний режим, специфіка річкового басейну
		типологія масивів поверхневих вод
		референційні умови
	визначення масивів	поверхневих вод
		підземних вод
2. Основні антропогенні впливи на кількісний та якісний стан поверхневих і підземних вод, у тому числі точкових та дифузних джерел	поверхневі води	забруднення органічними речовинами (дифузні та токові джерела)
		забруднення біогенними речовинами (дифузні та токові джерела)
		забруднення небезпечними речовинами (дифузні та токові джерела)
		аварійне забруднення та вплив забруднених територій (полігонів, майданчиків, зон тощо)
		гідроморфологічні зміни: - порушення вільної течії річок; - порушення гідравлічного зв'язку русла річки та прилеглої частини заплави; - гідрологічні зміни; - модифікація морфології річок.
	підземні води	забруднення
		об'єми/запаси
		інші істотні антропогенні впливи
3. Зони (території), які підлягають охороні, та їх картування	об'єкти Смарагдової мережі	
	зони санітарної охорони	
	зони охорони цінних видів водних біоресурсів	
	масиви поверхневих/підземних вод, які використовуються для рекреаційних, лікувальних, курортних та оздоровчих цілей, а також води, призначені для купання	
	зони, вразливі до (накопичення) нітратів	
4. Картування системи моніторингу, результатів програм моніторингу, що виконуються для поверхневих вод (екологічний і хімічний), підземних вод (хімічний і кількісний), зон (територій), які підлягають охороні	поверхневі води:	система моніторингу
		гідроморфологічна оцінка/стан
		оцінка хімічного стану
		оцінка екологічного стану
	підземні води	оцінка екологічного потенціалу
		система моніторингу
		оцінка хімічного стану/оцінка ризику
		оцінка за об'ємами/запасами підземних вод

Показник	Критерій	Підкритерій
5. Перелік екологічних цілей для поверхневих вод, підземних вод і зон (територій), які підлягають охороні, та строки їх досягнення (у разі потреби обґрунтування встановлення менш жорстких цілей та/або перенесення строків їх досягнення)		
6. Економічний аналіз водокористування	економічний розвиток території басейну	
	характеристика сучасного водокористування	комунальне водокористування
		промислове водокористування
		водокористування у сільському господарстві
		водокористування на транспорті
		інші види водокористування
прогноз потреб у воді основних галузей економіки		
інструменти економічного контролю:	окупність використання водних ресурсів	
	тарифи на воду	
7. Огляд виконання програм або заходів, включаючи шляхи досягнення визначених цілей		
8. Повний перелік програм (планів) для району річкового басейну чи суббасейну, їх зміст та проблеми, які передбачено розв'язати	поверхневі води	заходи, спрямовані на зменшення забруднення органічними речовинами (дифузні та точкові джерела)
		заходи, спрямовані на зменшення забруднення біогенними речовинами (дифузні та точкові джерела)
		заходи, спрямовані на зменшення забруднення небезпечними речовинами (дифузні та точкові джерела)
		заходи, спрямовані на покращення/відновлення гідрологічного режиму та морфологічних показників у разі порушення вільної течії річок, гідравлічного зв'язку між руслами річок та їх заплавами, гідрологічних змін, модифікації морфології річок
		заплановані інфраструктурні проекти та заходи, спрямовані на зменшення їх впливу на стан поверхневих вод
	підземні води	заходи, спрямовані на зменшення забруднення (дифузні та точкові джерела)
		заходи, спрямовані на запобігання виснаженню підземних вод
		заплановані інфраструктурні проекти та заходи, спрямовані на зменшення їх впливу на стан підземних вод
інші заходи		
9. Звіт про інформування громадськості та громадське обговорення проекту плану управління річковим басейном		
10. Перелік компетентних органів державної влади, відповідальних за виконання плану управління річковим басейном		
11. Порядок отримання інформації, у тому числі первинної, про стан поверхневих і підземних вод		

Наряду з тим, що впровадження ПУРБ передбачає вагомі переваги, такі як: системна узгодженість загальної концепції дій; можливість досягти цілеспрямованого прогресу; ідентифікація водотоків та обґрунтування їх цільового призначення. Також на офіційному сайті ПРО СЕК ООН зазначені певні недоліки та пов'язані з цим ризики практичної реалізації даного підходу: невідповідність політичній доцільності; неузгодженість за найдешевшими, чи найбільш економічно ефективними підходами; необхідність додаткового фінансового аналізу на підготовчому етапі реалізації.

Висновки

Якість води є одним з найважливіших показників сталого розвитку. Цей зв'язок пояснюється тим, що вода є життєво необхідним ресурсом для всіх живих організмів, а її якість безпосередньо впливає на екологічний, соціальний та економічний розвиток суспільства. Різноманітність підходів до визначення якості води, обумовлений складністю цього питання та необхідністю врахування різних факторів (економічний розвиток певної країни, законодавче підґрунтя, регіональні особливості, технічні можливості). Лише комплексний підхід дозволяє отримати достовірну інформацію про якість води та розробити ефективні заходи для її поліпшення. Виклики, які постали перед людством (геополітичні загрози, кліматичні зміни, стрімке зростання чисельності людей на планеті тощо) змушують від оціночної позиції переходити до невідкладних рішучих дій. Таким чином глобальне завдання по оцінці якості масивів поверхневих та підземних вод переходить в практичну площину: досягнення та підтримання «доброго» екологічного стану в контексті сталого розвитку. Оптимальним підходом реалізації цього завдання є впровадження підходів інтегрованого управління водними ресурсами. Вважається, що саме цей управлінський інструмент дозволить ефективніше використовувати водні ресурси з урахуванням перспективи забезпечення добробуту майбутніх поколінь.

Список літератури

- Ahmed, T., Zounemat-Kermani, M., & Scholz, M. (2020). Climate change, water quality and water-related challenges: A review with focus on Pakistan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22), 8518. <https://doi.org/10.3390/ijerph17228518>
- Akhtar, N., Ishak, M. I. S., Ahmad, M. I., Umar, K., Md Yusuff, M. S., Anees, M. T., Qadir, A., & Ali Almanasir, Y. K. (2021). Modification of the water quality index (WQI) process for simple calculation using the multi-criteria decision-making (MCDM) method: A review. *Water*, 13(7), 905. <https://doi.org/10.3390/w13070905>
- Alsaeed, B. S., Hunt, D. V. L., & Sharifi, S. (2024). A sustainable water resources management assessment framework (SWRM-AF) for arid and semi-arid regions—Part 1: Developing the conceptual framework. *Sustainability*, 16(7), 2634. <https://doi.org/10.3390/su16072634>
- Ariza-Restrepo, J., Rodriguez-Diaz, Y., & Onate-Barraza, H. (2023). Water quality indices (WQI) and contamination indices (WPI): A bibliographic review. *Tecnura*, 27(77). <https://doi.org/10.14483/22487638.20052>
- Banda, T. D., & Kumarasamy, M. (2020). Development of a universal water quality index (UWQI) for South African river catchments. *Water*, 12(6), 1534.
- Berry, J. L., Steffy, L. Y., & Shank, M. K. (2020). Development of a water quality index (WQI) for the Susquehanna River Basin.
- Bhaduri, A., Bogardi, J., Siddiqi, A., Voigt, H., Vörösmarty, C., Pahl-Wostl, C., Bunn, S. E., Shrivastava, P., Lawford, R., Foster, S., Kremer, H., Renaud, F. G., Bruns, A., & Osuna, V. R. (2016). Achieving sustainable development goals from a water perspective. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00064>
- Bhargava, D. S. (1983). Use of water quality index for river classification and zoning of Ganga River. *Environmental Pollution Series B*, 6(1), 51–67.

- Biswas, A. K., & Tortajada, C. (2011). Water quality management: An introductory framework. *International Journal of Water Resources Development*, 27(1), 5–11. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.547979>
- Biswas, A. K., & Tortajada, C. (2019). Water quality management: A globally neglected issue. *International Journal of Water Resources Development*, 35(6), 913–916. <https://doi.org/10.1080/07900627.2019.1670506>
- Boretti, A., & Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the World Water Development Report. *npj Clean Water*, 2, 15. <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9>
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A water quality index: Do we dare? *Water & Sewage Works*, 117(10), 339–343.
- Caretta, M. A., Mukherji, A., Arfanuzzaman, M., Betts, R. A., Gelfan, A., Hirabayashi, Y., et al. (2022). Water. In *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.006>
- du Plessis, A. (2022). Persistent degradation: Global water quality challenges and required actions. *One Earth*, 5(2), 129–131. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.01.005>
- EPA. (2019). Summary of the Clean Water Act §502.7. United States Environmental Protection Agency.
- EQR, E. (2007). *Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters*.
- Ezbakhe, F. (2018). Addressing water pollution as a means to achieving the sustainable development goals. *Journal of Water Pollution Control*, 1(1), 6.
- Griffiths, M. (2002). The European Water Framework Directive: An approach to integrated river basin management. *European Water Management Online*, 5, 1–14.

- Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *ValueWater Research Report Series, 11*, 27–29.
- Hoekstra, A., Chapagain, A., & van Oel, P. (2017). Advancing water footprint assessment research: Challenges in monitoring progress towards sustainable development goal 6. *Water, 9*(6), 438. <https://doi.org/10.3390/w9060438>
- Jia, X., Klemeš, J. J., Alwi, S. R. W., & Varbanov, P. S. (2020). Regional water resources assessment using water scarcity pinch analysis. *Resources, Conservation and Recycling, 157*, 104749. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104749>
- Khan, I., Zakwan, M., & Mohanty, B. (2022). Water quality assessment for sustainable environmental management. *ECS Transactions, 107*(1), 10133–10147. <https://doi.org/10.1149/10701.10133ecst>
- Khan, M. H. R. B., Ahsan, A., Imteaz, M., Shafiquzzaman, M., & Al-Ansari, N. (2023). Evaluation of the surface water quality using global water quality index (WQI) models: Perspective of river water pollution. *Scientific Reports, 13*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-47137-1>
- Mats, A. (2023). Assessment of the status of the surface water of the Buzky Estuary within Mykolaiv city. *Journal Environmental Problems, 8*(4), 217–223. <https://doi.org/10.23939/ep2023.04.217>
- Miccoli, F. P., Lombardo, P., & Cicolani, B. (2013). Indicator value of lotic water mites (Acari: Hydrachnidia) and their use in macroinvertebrate-based indices for water quality assessment purposes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (411)*, 08. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013075>
- Mukherjee, A., Babu, S. S., & Ghosh, S. (2020). Thinking about water and air to attain Sustainable Development Goals during times of COVID-19 pandemic. *Journal of Earth System Science, 129*(1). <https://doi.org/10.1007/s12040-020-01475-0>
- Nakhle, P., Stamos, I., Proietti, P., & Siragusa, A. (2024). Environmental monitoring in European regions using the sustainable development goals (SDG)

framework. *Environmental and Sustainability Indicators*, 21, 100332.
<https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100332>

Skyba, V. P., Kopylova, O. M., Vozniuk, N. M., Likho, O. A., Pryshchepa, A. M., Budnik, Z. M., Gromachenko, K. Y., & Turchina, K. P. (2021). Ecological risks in river basins: A comparative analysis of steppe and forest Ukrainian areas. *Ukrainian Journal of Ecology*, 11(1), 306–314.
https://doi.org/10.15421/2021_46

U.S. Environmental Protection Agency. (2014). *Creating an overall environmental quality index - Technical report (2000-2005) (Final, 2014)* (EPA/600/R-14/304). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.

UN General Assembly. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. United Nations: New York, NY, USA.

UNESCO. (n.d.). *World Water Assessment Programme*. Retrieved from
<https://en.unesco.org/wwap>

United Nations Environment Programme. (2023). *Measuring progress: Water-related ecosystems and the SDGs* (p. 230). Retrieved from
https://wesr.unep.org/measuring-progress/water-related-ecosystems-and-sdgs/sdgs/pdf/DEWA_Measuring_Progress_2023.pdf

United Nations Environment Programme. (2024). *Progress on implementation of Integrated Water Resources Management: Mid-term status of SDG Indicator 6.5.1 and acceleration needs, with a special focus on Climate Change* (p. 110). ISBN: 978-92-807-4171-1.

United Nations Environment Programme. (n.d.). FAQs on water quality. Retrieved from
<https://www.unep.org/explore-topics/water/what-we-do/world-water-quality-alliance-wwqa-partnership-effort/faqs-water>

United Nations. (2016). *Water and sanitation interlinkages across the 2030 agenda for sustainable development*. Retrieved from
<https://www.unwater.org/publications/water-and-sanitation-interlinkages-across-2030-agenda-sustainable-development>

- United Nations. (2022). *The Sustainable Development Goals Report 2022* (p. 68). Retrieved from <https://unstats.un.org/sdgs/report/2022/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2022.pdf>
- United Nations. (2024). *World population prospects 2024*. Retrieved from <https://population.un.org/wpp/>
- United Nations. (n.d.). *Sustainable Development Goal 6 on water and sanitation (SDG 6)*. Retrieved from <https://www.gwp.org/en/sdg6support/>
- UN-Water. (2017). *Step-by-step monitoring methodology for Indicator 6.5.2. Integrated Monitoring Guide for SDG 6*, 27.
- UN-Water. (2021). *Progress on change in water-use efficiency: Global status and acceleration needs for SDG Indicator 6.4.1, 2021*. Food & Agriculture Organization.
- van Vliet, M. T. H., Thorslund, J., Strokal, M., Hofstra, N., Flörke, M., Ehalt Macedo, H., Nkwasa, A., Tang, T., Kaushal, S. S., Kumar, R., van Griensven, A., Bouwman, L., & Mosley, L. M. (2023). Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. *Nature Reviews Earth and Environment*. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3>
- Wada, Y., et al. (2016). Modelling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geoscientific Model Development*, 9, 175–222.
- Wang, Y., Jiang, R., Xie, J., Zhao, Y., & Li, F. (2020). Water resources management under changing environment: A systematic review. *Journal of Coastal Research*, 104(sp1). <https://doi.org/10.2112/jcr-si104-006.1>
- Williams, C., & Pittock, J. (Eds.). (2003). *Managing rivers wisely: Lessons from WWF's work for integrated river basin management* (p. 12). WWF.
- World Economic Forum. (2024). *Global risks report 2024*. Retrieved from <https://www.weforum.org/publications/global-risks-report-2024/>
- Yang, S., Zhao, W., Liu, Y., Cherubini, F., Fu, B., & Pereira, P. (2020). Prioritizing sustainable development goals and linking them to ecosystem services: A

- global expert's knowledge evaluation. *Geography and Sustainability*, 1(4), 321–330. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.09.004>
- Yin, F., & Xu, C. (2020). Quantifying the inter- and intra-annual variations in regional water consumption and scarcity incorporating water quantity and quality. *Water Resources Management: An International Journal*, 34(8), 2313–2327. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02551-2>
- Zhang, G. P., Hoekstra, A. Y., & Mathews, R. E. (2013). Water footprint assessment (WFA) for better water governance and sustainable development. *Water Resources and Industry*, 1-2, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.06.004>
- Zhang, P., Qu, Y., Qiang, Y., Xiao, Y., Chu, C., & Qin, C. (2023). Indicators, goals, and assessment of the water sustainability in China: A provincial and city-level study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 2431. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032431>
- Zhang, Z.-M., Zhang, F., Du, J.-L., & Chen, D.-C. (2022). Surface water quality assessment and contamination source identification using multivariate statistical techniques: A case study of the Nanxi River in the Taihu Watershed, China. *Water*, 14(5), 778. <https://doi.org/10.3390/w14050778>
- Zhao, C., Wang, P., & Zhang, G. (2015). A comparison of integrated river basin management strategies: A global perspective. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 89-90, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.10.013>
- Бреус, Д. С., & Левченко, М. В. (2019). Методи оцінювання та нормування якості природних водних ресурсів. *Таврійський науковий вісник*, 110(Ч. 2), 126–131. <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2019.110-2.20>
- Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. (2006). *Основні терміни та їх визначення*. Київ.
- Держводагентство. (2023). Розпочато процес громадського обговорення проєктів Планів управління річковими басейнами. Урядовий портал. Retrieved from <https://www.kmu.gov.ua/news/derzhvodahentstvo-rozpochato-protses-hromadskoho-obhovorennia-proektiv-planiv-upravlinnia-richkovyumu-baseinamy>

- Зелінський, С. Є. (2022). Водопостачання та водна безпека у контексті російської агресії. Retrieved from <https://www.irf.ua/wp-content/uploads/2022/05/vodopostachannya-ta-vodna-bezpeka-u-konteksti-rosijskoyi-agresiyi.pdf>
- Клименко, М. О., Прищеп, А. М., & Вознюк, Н. М. (2023). *Моніторинг довкілля: Підручник*. (2-е вид.) Рівне: НУВГП.
- Клименко, М. О., Трушева, С. С., & Гроховська, Ю. Р. (2004). *Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем: навчальний посібник*. Рівне: Волин. Береги.
- КНД 211.1.4.010-94. (1994). *Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України: Методика*. Київ.
- Методика визначення масивів поверхневих та підземних вод. (2019). Офіційний вебпортал парламенту України. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0287-19>
- Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод. (2019). Офіційний вебпортал парламенту України. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0127-19#Text>
- Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. (1998). Романенко, В. Д. та ін. Київ: СИМВОЛ-Т.
- Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. (2012). Гриценко, А. В., Васенко, О. Г., Верніченко, Г. А. та ін. Харків: УкрНДІЕП.
- Мітрясова, О. П., Погребенник, В. Д., Шибанова, А. М., & Джумеля, Е. А. (2022). Оцінювання екологічного стану водного об'єкта за гідрохімічними показниками. *Екологічна безпека та природокористування*, 1(41), 18–30. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.1.18-30>

Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України. Державне агентство водних ресурсів України. Retrieved from <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index>

Наскільки безпечна вода у Дніпрі: результати масштабного скринінгу якості вод Дніпра. (2021). Державне агентство водних ресурсів України. Retrieved from <https://davr.gov.ua/news/naskilki-bezpechna-voda-u-dnipri-rezultati-masshtabnogo-skriningu-yakosti-vod-dnipra>

Оксиюк, О. П., Жукинський, В. Н., Брагинський, Л. П., и др. (1993). Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиологический журнал*, 29(4), 62–76.

Осадча, Н. В., & Осадчий, В. І. (2019). Методологічні підходи щодо управління якістю поверхневих вод. *Проблеми гідрології, гідрохімії і гідроекології*, 157–167. Київ: Ніка-Центр.

Осадча, Н. М., Набиванець, Ю. Б., & Яцюк, М. В. (2013). Аналіз оцінки якості води в Україні та основні завдання її адаптації до європейського законодавства. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*, 265, 46–53.

Офіційний портал Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України. (н.д.). На шляху до сталого управління водними ресурсами: Уряд схвалив Водну стратегію України до 2050 року. Retrieved from <https://mepr.gov.ua/news/40727.html>

Плани управління річковими басейнами. (2019). Державне агентство водних ресурсів України. Retrieved from <https://davr.gov.ua/plani-upravlinnya-richkovimi-basejnamiuuuyi8>

Плани управління річковими басейнами. (2024). Державне агентство водних ресурсів України. Retrieved from <https://davr.gov.ua/plani-upravlinnya-richkovimi-basejnami>

Романенко, В. Д. та ін. (1998). *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями*. Київ: СИМВОЛ-Т.

- Скиба, В. П. (2020). Формування екологічного стану басейну річки Молочна [Неопубл. дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук]. Національний університет водного господарства та природокористування.
- Скиба, В. П., & Вознюк, Н. М. (2018). Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Молочна. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України (біологія, біотехнологія, екологія)*, 287, 33–43.
- Сніжко, С. І. (2001). *Оцінка та прогнозування якості природних вод: підручник*. Київ: Ніка-Центр.
- Стале управління водними ресурсами. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (н.д.). Retrieved from <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/stale-upravlinnya-vodnymy-resursamy/>
- Хвесик, М. А., & Левковська, Л. В. (2019). Управління водними ресурсами: євроінтегративний вектор. *Економіка природокористування і сталий розвиток*, 5(24), 6–13.
- Хільчевський, В. К. (2023). Водна політика: світові тенденції, стан в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 4(70), 6–22. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2023.4.1>
- Хільчевський, В. К., & Гребінь, В. В. (2017). Гідрографічне та водогосподарське районування території України, затверджене у 2016 р. – реалізація положень ВРД ЄС. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 1, 8–20.
- Хільчевський, В. К., Гребінь, В. В., & Забокрицька, М. Р. (2024). *Управління річковими басейнами: навч. посібник*. Київ: ДІА.
- Яцик, А. В., Петрук, А. М., & Канащ, А. П. (1992). *Методичне керівництво по розрахунку антропогенного навантаження і класифікація екологічного стану малих річок України*. Київ.

СВІТОВИЙ ДОСВІД ІНТЕГРАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ (ОСВІТИ ДЛЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ) В СИСТЕМУ ВИЩОЇ ОСВІТИ

Скиба В., Таврійський державний агротехнологічний університет імені Дмитра

Моторного, к.с.-г.н., доцент, м. Запоріжжя, Україна

Ганчук М., Таврійський державний агротехнологічний університет імені

Дмитра Моторного, к.с.-г.н., доцент, м. Запоріжжя, Україна

Аюбова Е., Таврійський державний агротехнологічний університет імені Дмитра

Моторного, к.б.н., старший викладач, м. Запоріжжя, Україна

Abstract

The authors provide a detailed analysis of the conceptual foundations of the emergence of the concepts "environmental education (EE)" and "education for sustainable development (ESD)", examining their identity, differences, and the particularities of their implementation in the higher education system. Using the experience of integrating EE and ESD in various countries worldwide (including Ukraine), they analyze the effectiveness of this process, consider the role of higher education in the system of continuous EE implementation, and the main requirements and approaches that should be directly implemented. The necessity of acquiring ecological competence as an integral interdisciplinary skill, adaptive for the further professional activities of higher education students of all specialties, is discussed. The authors summarize practical recommendations that can serve as a significant foundation during the development of strategies (concepts) for ESD implementation in the post-war recovery phase of Ukraine.

Вступ

Ціннісне ставлення до природи суттєво відрізняється в різних країнах світу, це обумовлено багатьма чинниками серед яких: особливості виховання і наявність сформованих буденних звичок, чинні законодавчі підходи та стратегія державної екологічної політики, поточний стан довкілля, економічні

аспекти. На нашу думку, одним з найважливіших критеріїв – є ефективність впровадження безперервної екологічної освіти (освіти для сталого розвитку). У збірці програм та ініціатив передової практики, спрямованих на підтримку та розширення можливостей участі молоді в освіті для сталого розвитку (ОСР) українські науковці зазначають, що нинішнє покоління – це перше покоління, яке бачить не лише накопичений вплив криз зміни клімату, а й, можливо, останнє покоління, спроможне переломити ситуацію та здійснити такі необхідні зміни (Meredith et al., 2000).

На нашу думку, саме екологічна освіта – це той підхід в системі як формальної, так і неформальної освіти, через який мають впроваджувати ці зміни. Зміни, викликані необхідністю дієво реагувати на прискорені темпи антропогенної трансформації екосистем, обумовлені тривалим періодом переважання нераціональних підходів до природокористування та викликами, через стрімко зростаючою кількістю людей на планеті. Безумовно, для отримання позитивного результату даний підхід вимагає застосуванням сучасних освітніх методів.

Здавалось би, екологічна освіта має бути фундаментальним плацдармом формування екосвідомого ставлення до природи, буденною звичкою, але наскільки дана концепція впроваджена і реалізована у різних країнах світу, чи є дієвий практичний досвід оцінки впровадження екопросвітницьких заходів та який проміжок часу знадобився різним країнам для досягнення певного успіху після впровадження екоосвітніх стратегій (концепцій), які ключові підходи спрацювали найкращим чином, а також яке значення в цьому відіграє вища освіта – ці питання є вельми актуальними, а отримання відповіді на них потребує більш детального аналізу.

Вважаємо, що запозичення найкращих практик може бути корисним інструментом на етапі повоєнного відновлення України, особливо зважаючи на прискорені темпи євроінтеграції та імплементації нової природоохоронної законодавчої бази й значне «відставання» екосвідомого ставлення соціуму до проблем довкілля та охорони природи.

Концептуальне підґрунтя становлення ЕО (ОСР)

Концептуальні основи екологічної освіти на світовому рівні закладено у рамках Міжнародної конференції ЮНЕСКО (1968, Париж). Впродовж 1970-х років підтримка ключових міжнародних інституцій продовжувала підвищувати авторитет екологічної освіти, що сприяло базовому становленню цілей, завдань і підходів до екоосвіти як такої.

Підвищений глобальний інтерес до захисту довкілля у 1970-х роках позиціювала і перша всесвітня зустріч в рамках Конференції ООН з питань навколишнього середовища (Стокгольмська конференція, Швеція, 1972). Підсумком даного заходу стала Декларація, в якій зазначалося, що освіта є незамінною і необхідною для вирішення зростаючих екологічних проблем, а ключовою рекомендацією було схвалення необхідності впровадження екологічної освіти, тим самим значно підвищивши її міжнародний статус, значення і сприйняття (в першу чергу на рівні урядів різних країн).

Впродовж двох десятиріч (1975-1995 роки) ЮНЕСКО і ЮНЕП очолювали Міжнародну програму екологічної освіти (International Environmental Education Programme (IEEP)), в якій була сформульована концепція та надані практичні рекомендації щодо того, як мобілізувати освіту для підвищення обізнаності про навколишнє середовище. IEEP слугувала інформаційним центром для обміну інформацією про екологічну освіту аж до 2007 року. IEEP сприяла тому, що майже у всіх країнах світу ще наприкінці 80-х – початку 90-х років на рівні законодавчої бази були прийняті Національні стратегії екологічної освіти.

Першою міжурядовою заявою IEEP про екологічну освіту в рамках Міжнародного семінару з екологічної освіти (Сербія, 1975) стала «Белградська хартія», сформульована на основі Стокгольмської декларації. В її змісті були визначені цілі, завдання, глобальна схема впровадження екологічної освіти та основні принципи розробки освітніх екологічних програм. Відповідно до цієї схеми головною метою екологічної освіти має бути формування в населення планети усвідомлення того, що виникла глобальна екологічна проблема;

усвідомлення того, що докільлям необхідно опікуватися і для цього треба мати відповідні знання, досвід, уміння, мотивацію та зобов'язання.

Багаторічна співпраця між ЮНЕСКО і ЮНЕП (UNEP) в області екологічної освіти (а потім і освіти для сталого розвитку (ОСР) була реалізована у спільній організації чотирьох великих міжнародних конференцій з екологічної освіти.

Перша міжурядова конференція відбулась у Тбілісі (Грузія, жовтень 1977) (the First Intergovernmental Conference on Environmental Education in Tbilisi, Georgia, October 1977) при безпосередній участі делегацій 66 держав-членів ЮНЕСКО.

На конференції були підготовлені рекомендації для ширшого застосування екологічної освіти у системі формальної та неформальній освіти. А остаточний звіт роботи конференції представлений у вигляді Декларації (1987), яка донині є основою для міжнародного консенсусу, який, безсумнівно, мав основоположний вплив на розвиток політики екологічної освіти в усьому світі.

У підсумковій доповіді Тбіліської конференції було визначено три основні цілі екологічної освіти:

1) Сприяти чіткому усвідомленню економічної, соціальної, політичної та екологічної взаємозалежності між міськими та сільськими районами.

2) Надати кожній людині можливості здобути знання, цінності, ставлення, зобов'язання та навички, необхідні для захисту та покращення навколишнього середовища.

3) Створювати нові моделі поведінки індивідів, груп, суспільства в цілому щодо навколишнього середовища.

У Тбіліському звіті (1978) детально визначені ключові тези щодо поняття та впровадження екологічної освіти. У змісті документа наводиться, що екологічна освіта (ЕО) – процес навчання впродовж усього життя, який не повинен обмежуватись формальною системою. Неформальної освіти також

відіграє надзвичайно важливу роль при формуванні екологічної компетентності.

Щодо системи формальної освіти, то ЕО повинна інтегруватись в освітню систему на усіх рівнях, задля забезпечення необхідних знань, навичок та цінностей, необхідних як широкому загалу, так і професійним групам, спроможним брати участь у розробці екологічних рішень. У тексті звіту зазначається, що ЕО не варто вводити в якості додаткового освітнього компонента, оптимальним підходом стане інтеграція в програму кожної дисципліни в системі як формальної, так і неформальної освіти. При цьому варто використовувати широкий спектр методів викладання та навчання з акцентом на практичну діяльність і досвід. ЕО з часом має набути міждисциплінарного характеру з базисом на багато сфер дослідження та навчання, розглядаючи навколишнє середовище в його повноті, включаючи соціальні, політичні, економічні, законодавчі, технологічні, моральні, естетичні та духовні аспекти. Головна ідея полягає в тому, щоб за допомогою реалізації міждисциплінарного підходу досягти практичної спроможності здобувачів знаходити оптимальні рішення для розв'язання проблем захисту довкілля (Palmer, 1998; Зінченко та ін., 2019; Tbilisi Declaration, 1977; Knapp, 2000).

Друга конференція «Міжнародна стратегія дій в області екологічної освіти й навчання на 90-ті роки» (the Conference «International Strategy for Action in the Field of Environmental Education and Training for the 1990s») відбулась у Москві в серпні 1987 року.

У 1992 році на Саміті Землі (Earth Summit) у Ріо-де-Жанейро був розроблений план дій «Порядок денний на ХХІ ст.» (Agenda 21). У главі 36 зазначається, що сприяння освіті, інформування громадськості та підготовка кадрів пов'язані практично з усіма напрямками «Порядку денного на ХХІ ст.». Це ознаменувало важливу зміну в мисленні, пов'язаному з екологічною освітою, і стало своєрідним початком об'єднання різних форм освіти (тобто, в області навколишнього середовища, народонаселення, розвитку і т. д.) в єдиний концепт освіти для сталого розвитку.

У 1994 році був запущений проєкт «Освіта в області навколишнього середовища і народонаселення, а також інформація про людський розвиток» (Environmental and Population Education and Information for Human Development project (EPD)). Проєкт став своєрідним флагманом з переорієнтації освіти відповідно до принципів безперервної освіти, розширюючи рамки формального навчання з орієнтиром на відповідні фокус-групи (школи, бізнес, ЗМІ, громадські організації та асоціації).

Третя Міжнародна конференція «Навколишнє середовище та суспільство: освіта і підвищення обізнаності громадськості в інтересах сталого розвитку» (the Third International Conference «Environment and Society: Education and Public Awareness for Sustainability») пройшла в Салоніках (Греція, грудень 1997 року). Конференція присвячена 20-річчю Тбіліської доктрини мала на меті переорієнтувати освіту на сталість у ХХ ст. Кульмінацією цієї події стала Салонікська декларація – хартія майбутнього освіти для сталого розвитку. Лише у 2-х із 29-ти пунктів Декларації згадується термін екологічна освіта, з включеною пропозицією називати екологічну освіту – освітою для довкілля та сталого розвитку. На думку D. Knapp (2000), така тенденція вживання терміну екологічна освіта свідчить про те, що це поняття знаходить дедалі меншу підтримку міжнародного співтовариства з переорієнтацією на ОСР (Global education monitoring report, 2016).

Четверта Міжнародна конференція з екологічної освіти на шляху до сталого майбутнього відбулась в Ахмедабаді (Індія, листопад 2007 року) (Fourth International Conference on Environmental Education towards a Sustainable Future). На цій зустрічі увага акцентувалась на стан екологічної освіти, її розвиток для вирішення завдань на шляху сталого розвитку, а також цілі Десятиріччя освіти для сталого розвитку ООН (Palmer, 1998; Зінченко та ін., 2019; Tbilisi Declaration, 1977).

Підсумковий документ «Rio+20» (Earth Summit or Rio+20, 2012) «Майбутнє, якого ми хочемо» (The Future We Want) також не оминув питання

освіти для сталого розвитку, включаючи рекомендації впровадження освіти, спрямованої на розвиток зеленої економіки.

Також у 2012 році відбулись збори з нагоди 35-річчя після першої Тбіліської конференції щодо досягнення глобальних зусиль у галузі екологічної освіти. Міжурядова конференція (Tbilisi+35) ще раз звертаючи увагу на глобальний заклик щодо необхідності ЕО як засобу досягнення сталого розвитку.

Про важливість ОСР наголошувалось і при формулюванні Цілей сталого розвитку (ЦСР) у 2015 році. У Звіті про моніторинг Глобальної Освіти (GEM – Global Education Monitoring Report, 2016) підкреслюється важливість освіти для досягнення всіх Цілей стійкого розвитку протягом наступних п'ятнадцяти років: «Освіта вже давно визнана найважливішим фактором у справі вирішення проблем довкілля і забезпечення добробуту людей» (Arjen, & Geke, 2010). Глобальна рамкова програма ОСР, реалізовувалась в програмах: «Десятиліття освіти для сталого розвитку ООН» (2005-2014) та «Глобальна програма дій (GAP)» щодо ОСР (2015-2019) (Філяніна та ін., 2019). Донині провідною агенцією ООН з ОСР залишається ЮНЕСКО, відповідаючи за реалізацію ОСР до 2030 року.

Існує чимало тотожних визначень поняття екологічна освіта, головний їх зміст базується на рекомендаціях Тбіліської Декларації. Наприклад, Meredith J. визначає екологічну освіту як процес, що включає навчання впродовж усього життя, з розумінням складності природного світу та екологічних проблем, використовуючи різні підходи для прийняття індивідуальних та суспільних рішень, заснованих на знаннях, інтегрованих з різних дисциплін, в результаті чого формуємо власне ставлення та стратегія дій для "зміни світу на краще". Зміст екологічної освіти – це знання, навички, ставлення та поведінка, які реалізуються через програми ЕО (Meredith , 2000; Зінченко, 2019).

Поняття освіти для сталого розвитку (ОСР) є ширшим за екологічну освіту, оскільки визначення сталого розвитку окрім екологічної включає економічну та соціальну складові, а результат спрямований безпосередньо на

якість життя теперішнього та майбутніх поколінь. Shephard K. (2015) вважає, що ЕО виступає одним із напрямів ОСР, але зводить контекст такої освіти лише до пропаганди екологічних знань, буде не зовсім правильною методичною рекомендацією (Shephard, 2015; What you need to know about education for sustainable development, 2024). Корнева І.М. зауважує, що ОСР – це не частина й не нова форма освіти, а новий сенс та мета сучасної освіти як засобу збереження, розвитку та існування людської цивілізації. Вона формулює нові цілі, розширює зміст, змінює традиційні форми екологічної освіти (Корнева, 2018).

ОСР надає здобувачам освітнього рівня відповідні знання, навички, цінності та свободу дій для вирішення взаємопов'язаних глобальних проблем, включаючи зміну клімату, втрату біорізноманіття, нераціональне використання ресурсів і нерівність. Набуваючи екологічну компетентність, здобувачі стають спроможними самостійно приймати обґрунтовані рішення, діяти відповідально з врахуванням позитивних суспільних змін. Екологічність як один із проявів парадигми стійкості має інтегруватись в програми усіх дисциплін (Palmer, 1998; Luna-Krauletz, Juárez-Hernández, Clark-Tapia, Súcar-Súccar, & Alfonso-Corrado, 2021).

Тотожність змісту екологічної освіти (ЕО) та освіти для сталого розвитку (ОСР) визначена у вигляді основних підходів:

1) ЕО дорівнює ОСР (типова для деяких африканських і латиноамериканських країн).

2) ЕО є частиною ОСР (реалізується в країнах зі вже сформованою чіткою системою впровадження ЕО, започаткованою у 60-70-х роках, як приклад це розвинені країни Європи та Північної Америки).

3) ЕО та ОСР мають спільні підходи, проте не об'єднуються в спільне освітнє спрямування, реалізуючись відокремлено (Luna-Krauletz et al., 2021).

ОСР є сучасним процесом навчання впродовж життя та неодмінною частиною якісної освіти.

Підсумовуючи вищезазначене варто зауважити, що в ході вдосконалення міжнародних методологічних та законодавчих підходів екологічна освіта поступово інтегрувалась в ширше поняття освіта для сталого розвитку.

Роль закладів вищої освіти (ЗВО) у впровадженні екологічної освіти (освіти для сталого розвитку), досвід та результативність

ЗВО відіграють фундаментальну роль у впровадженні ЕО та зміні освітньої парадигми в ОСР. Саме ЗВО є основоположними в підготовці інтелектуального кадрового потенціалу для розвитку країни, оскільки їхні основні функції зосереджуються на викладанні, дослідженні та поширенні інформації. ЗВО не лише сприяють підготовці фахівців для різних галузей економіки, але й створюють, зберігають і передають надбання культури та науки, що є основоформуєчим у системі суспільних цінностей.

Одним із викликів, з якими зіткнулися ЗВО, починаючи з середини ХХ ст. є впровадження освіти для вирішення глобальної екологічної кризи на шляху до сталого соціального-економічного розвитку. Задля вирішення цього проблемного завдання ЗВО прагнуть сформувати позитивне ціннісне ставлення до довкілля, сформувати екологічну компетентність у здобувачів різних професійних спрямувань через призму впровадження освіти для сталого розвитку. Відповідно до принципів «Порядку денного до 2030 року», ОСР є фундаментальною відправною точкою для досягнення ЦСР, у цьому сенсі ЗВО відіграють пріоритетну роль у соціальних змінах, які у довгостроковій перспективі позитивним чином позначаються на змінах у довкіллі (Sass, De Maeyer, Bovee-de Pauw, & Van Petegem, 2023).

Вважається, що саме ОСР є важливою для вирішення поточних і майбутніх проблем сталого розвитку. Чітко сформована система впровадження ЕО спроможна підвищити компетентність студентів щодо дій у сфері сталого розвитку (знання, готовність, спроможність та очікувані результати) (Sanera, & Foundation, n.d.).

Провідні наукові та освітні установи світу разом з ЮНЕСКО визначають вищу освіту як критично важливий сектор для досягнення ЦСР. Задля досягнення певних успіхів ставка робиться саме на систему вищої освіти, досягнення цієї мети потребує неабияких зусиль, креативності, розвитку нових знань і різноманітних стратегічних підходів, особливо в країнах зі слабо розвиненою економікою (країнах «третього світу»). Це також вимагає повної залученості усіх учасників освітнього процесу (Shephard, 2015).

Примітно, що цей зв'язок є двостороннім (рис. 1): з одного боку ЗВО є рушійним інструментом реалізації Концепції сталого розвитку, з іншого боку, фактичні етапи досягнення ЦСР в межах конкретної країни впливають на управління університетом, викладання, дослідження та залучення громади.

Важливість освіти та досліджень чітко виокремлена в переліку ЦСР, своєю чергою ЗВО відіграють чи не найважливішу роль в реалізації цих завдань. Прикладами внеску ЗВО в реалізацію ЦСР є: навчання та викладання; наукові дослідження; внутрішнє управління, культуру та діяльність університетів в цілому; ключова роль ЗВО в системі формування суспільних цінностей (Accelerating education for the SDGs in universities a guide for universities, 2020).



Рис.1. Залученість та зацікавленість університетів до впровадження ЦСР (Accelerating education for the SDGs in universities a guide for universities, 2020)

Світовий досвід впровадження ЕО (ОСР)

Екологічна освіта у США формувалась на фундаменті екологічного руху, популярність якого стрімко зростала у 1970-х і 80-х роках. У ті роки дослідники та екоактивісти виявили вельми цікаву тенденцію того, що багато дорослих, включаючи працівників із середнім і нижчим доходом, швидко зрозуміли, що впровадження екологічних норм загрожує їхньому економічному добробуту. Тому екологи та педагоги розробили концепцію екологічної освіти як довгострокову стратегію охоплення дітей, які, зрештою, стануть наступним свідомим поколінням. У США навчальні програми включно з модулями ЕО обов'язковим чином запроваджені в систему формальної освіти, починаючи від дитячого садка до 12-го класу.

У 1990-х роках розгорнулася хвиля занепокоєння, яка супроводжувалась критикою щодо упередженості в навчанні та відповідності матеріалах для ЕО. У 1992 році була опублікована книга Adler J.H. «Little green lies: the environmental miseducation of america's children» («Маленька зелена брехня: екологічно-неправильна освіта американських дітей»), яка задокументувала упередженість у багатьох матеріалах ЕО та піддала критиці десять екологічних міфів, яким зазвичай навчають дітей. Adler J.H. розвінчує такі загальні упередження, як «переробка – це завжди добре», «пестициди – це завжди погано» та «людей забагато». На його думку, такі міфи існують, тому що головна мета ЕО полягає не в розвитку незалежних мислителів, а в тому, щоб подати інформацію вибірково, підштовхнути дітей до заздалегідь визначених висновків. Наприклад, міф про те, що «переробка – це завжди добре», створюється, щоб мотивувати дітей переробляти вторинну сировину незалежно від витрат і спонукати батьків робити те саме (Sanera, & Foundation, n.d.).

Крім того, становлення ЕО у США супроводжувалось постійними спробами «приглушити» існуючі наукові основи екологічних знань як засобу просування економічного розвитку, який базується на ресурсовидобуванні. Цей рух активно протидіяв впровадженню екологічної освіти, стверджуючи, що такі проблеми як втрата біорізноманіття, погіршення стану водних ресурсів і зміна

клімату, спричинені діяльністю людини, не варті хвилювання та певною мірою перебільшені. Хоча цей рух проти екоосвіти дещо вщух у 90-тих роках, він завжди залишатиметься критичним фактором у формуванні ЕО в США (Hudson, 2001).

У 1990 році Конгрес США прийняв Закон про національну екологічну освіту, яким доручив Агентству з охорони навколишнього середовища сприяти загальному рівню підвищення екологічної грамотності. З моменту першого асигнування в 1992 році у період до 2010 року на підвищення обізнаності громадськості щодо екологічних проблем було виділено майже 100 млн доларів. Проте Potter G., вважає, що суттєвим недоліком даного закону є відсутність адаптивності (тобто так зване «застарівання» з часом) та можливості передбачати системні зміни (Potter, 2009).

Blumstein D.T., Saylan C. у своєму дослідженні під назвою «Провал екологічної освіти (і як ми можемо це виправити)» з посиланням на International Energy Agency наголошують, що за більшістю об'єктивних міркувань ці гроші були витрачені даремно, тому що поза навчальною аудиторією здобувачі не змогли встановити зв'язок між своїми діями та станом довкілля. Наприклад, споживання палива на душу населення до 2000 року зросло в усьому світі, при цьому США є ключовим лідером зі значним відривом показника. На противагу науковці наводять деякі законодавчі успіхи США, які сприяли певному покращенню екологічних показників, наприклад, такі як Закон про зникаючі види, офіційна заборона використання ДДТ, заміна використання озоноруйнуючих пропиленів хлорфторвуглеводнів (ХФВ, СFC), таких як фреон. Але поряд з цим дослідники підсумовують, що ці, переважно законодавчі перемоги, не можуть належним чином перевірити ефективність впровадження екологічної освіти, оскільки вони не в змозі безпосередньо виміряти вплив екологічної освіти на індивідуальну поведінку (Saylan, & Blumstein, 2011; International Energy Agency, 2001). На думку Saylan C. екологічна освіта в Америці зазнала невдачі, тому що вона не встигає за деградацією навколишнього середовища та впливом людини на довкілля.

Сучасна екологічна освіта має надавати інструменти, необхідні для прийняття обґрунтованих рішень, але, на думку вчених, дуже сумнівним є той факт, що людство приймає обґрунтовані рішення, які відповідають темпам руйнування довкілля (Nijhuis, n.d.).

Врешті за підсумками Національного звіту про екологічні знання, ставлення та поведінку (NEETF, National report card on environmental knowledge, attitudes and behaviour), опублікованого у 1999 році, американці отримують «двійку» за розуміння причин основних екологічних проблем у XXI ст. За статистикою лише кожен дев'ятий набрав 60% або вище за підсумками тестування на знання питань, які, ймовірно, стануть основною проблемою в наступні 15-25 років, і лише 1 з 25 американців набрав 70% або вище в тесті на знання про довкілля (Palmer, 1998). Що також значним чином підтверджує аргументи Blumstein D.T. та Saylan C. з приводу того, що покращення екологічних показників значним чином базується саме на чинному законодавчому підґрунті.

До 2012 року в Сполучених Штатах було 675 коледжів та університетів, які приєдналися до альянсів, пов'язаних зі сталим розвитком, тим самим охопивши одну третину студентів (Higher education sustainability initiative for Rio 20, 2012).

На думку Sundermann A., Fischer D., попри те, що сталість все більше визнається як важливий складник системи вищої освіти, фактичне широкомасштабне впровадження вищої освіти для сталого розвитку здебільшого все ще відсутнє. Саме ЗВО відіграють ключову роль у залученні студентів до різних концепцій сталого розвитку, формування екологічної компетентності для прийняття рішень і дій у різних контекстах (Sundermann, & Fischer, 2019).

У сфері освітньої практики екологічна освіта є більш популярною в університетах і коледжах розвинених країн, водночас слід визнати, що в багатьох бідніших країнах підходи до ОСР взагалі відсутні, або в кращому випадку слабо реалізовані (Філяніна, 2019; Ma, Men, & Cui, 2020).

Відповідно впровадження ОСР в різних країнах відбувається зовсім різними підходами та темпами. Багато в чому це залежить від першочергово запровадженої практики та наявного досвіду впровадження ЕО, як вже зазначалось вище. Наприклад, у Азійсько-тихоокеанському регіоні, освітяни з охорони навколишнього середовища взяли на себе ініціативу у реформації, просуванні та практиці ОСР. Деякі країни практикують впровадження ЕО та ОСР у вигляді паралельних підходів та механізмів реалізації цього завдання, наприклад, Нідерланди, Канада, Греція. Для країн з нерозвиненою, або відсутньою практикою ЕО рух Десятиліття для сталого розвитку (The decade of education for sustainable development (DESD), 2005–2014) став своєрідним рушієм змін (наприклад, В'єтнам, багато арабських країн). Такі країни, як США, Нідерланди та Великобританія одними з перших успішно інтегрували ОСР у школи, вищі навчальні заклади, у системи формальної та неформальної освіти (Müller, Hancock, Stricker, & Wang, 2021).

У 1990 році зародилась практика створення освітніх об'єднань щодо екологічної сталості в системі вищої освіти. Керівники понад 500 університетів з більш ніж 50 країн підписали Таллуарську декларацію (Таллуар, Франція). Це план дій із десяти пунктів, спрямований на включення екологічної грамотності в навчання, дослідження, діяльність та роботу в коледжах і університетах (Higher education sustainability initiative for Rio 20, 2012; Talloires Declaration, n.d.).

Подібним чином ініціатива сталого розвитку ЗВО, започаткована британськими університетами, об'єднала понад 300 коледжів з усього світу (Sundermann, & Fischer, 2019). Наразі університети з більш ніж 50 країн приєдналися до цих освітніх програм, переважна більшість членів долучається зі США, Канади, Нідерландів, Великобританії, Нової Зеландії та інших розвинених країн (Ma, Men, & Cui, 2020). Проте, цікавим з аналітичної точки зору є не тільки факт реалізації ЕО та ОСР в системі вищої освіти, а і її результативність.

Відповідно до Закону про вищу освіту, починаючи з 2006 року заклади вищої освіти Швеції повинні сприяти сталому розвитку. У 2016 році уряд Швеції здійснив оцінку впровадження концепції СР у систему вищої освіти. Загалом склалася неоднозначна картина і лише 12 із 47 ЗВО отримали вищу оцінку. Найменша частина ЗВО використовувала педагогічні та дидактичні методи задля формування у здобувачів вищої освіти компетентностей пов'язаних зі СР. Більшість ЗВО можуть навести приклади програм або курсів, у які було інтегровано концепцію СР, проте загалом менше половини ЗВО мали малодієві підходи щодо інтеграції СР в освіту або несистематично дотримувались визначеного алгоритму досягнення цілей (Finnveden et al., 2020).

Команда науковців на чолі з Leal Filho W. досліджувала вибірку 35 університетів з 7-ми країн світу (по 5 з Бразилії, Німеччини, Греції, Португалії, Південної Африки, Великобританії та США), щоб з'ясувати, якою мірою університети, які активно працюють у сфері сталого розвитку, мають офіційну політику щодо сталого розвитку та чи є така політика передумовою успішних зусиль щодо сталого розвитку. У ході дослідження науковці дійшли висновку, що попри те, що лише 60% університетів із вибірки мали сформовану політику щодо сталого розвитку, це не можна вважати показником того, що решта (40%) є опосередкованими учасниками досягнення ЦСР без чітко сформульованої стратегії. Дійсно, усі університети у вибірці, незалежно від наявності офіційної політики СР продемонстрували участь у політиці або заходах, спрямованих на досягнення екологічної сталості в тій чи іншій формі (Leal Filho et al., 2018).

Практика впровадження концепцій СР у португальських ЗВО ґрунтується в основному на соціальному вимірі СР. Економічна складова стоїть на другому місці, а екологічна є найслабше реалізованою. Лише 11% з них є новаторами у впровадженні практик СР, більшість ЗВО мають результативність за цим показником менш ніж 34%. Також дослідники провели аналіз 2556 освітніх компонентів для рівнів бакалавра та магістра (у 33 державних ЗВО Португалії), щоб визначити, чи сприяють вони досягненню принаймні одній ЦСР. Результати показують, що 198 курсів безпосередньо стосуються принаймні

однієї ЦСР; в середньому кожен ЗВО має шість курсів, які чітко стосуються принаймні однієї ЦСР, більшість з них припадають на соціальні, гуманітарні, природничі науки; з загальною динамікою меншої кількості таких курсів у політехнічних університетах; та з переважанням на магістерському рівні (Aleixo, Azeiteiro, & Leal, 2018, 2020). Дослідження іспанських університетів відобразило тенденцію активнішого впровадження курсів з тематикою, присвяченою СР та формуванню відповідних компетентностей у державних університетах, ніж у приватних (Larrán, & Andrades, 2015).

Критичне інтерпретаційне дослідження щодо інтеграції та необхідності ОСР було проведено шляхом опитування респондентів з Нідерландів та Південної Африки. Фокус-групою були студенти та аспіранти з різних соціально-демографічних та академічних груп двох країн. Більшість учасників наголошували на необхідності освітніх реформ з реалізацією комплексного підходу по інтеграції ОСР у різні освітні програми та дисципліни (Betour, Zoghbi, & Lambrechts, 2019).

Не дивлячись на вагомий міжнародний досвід розробки методичного підґрунтя, ЕО та ОСР все ще є новим спрямуванням у більшості ЗВО (Nijhuis, n.d.), особливо в країнах Азії (Ma, Men, & Cui, 2020). Дослідження показує, що між азійськими країнами існують значні відмінності щодо практики сталого розвитку. Вважається, що ЗВО далекосхідних країн, таких як Індонезія, Малайзія та Таїланд, демонструють практику впровадження концепції сталого розвитку в освітній процес (Leal Filho, et al., 2021). У ЗВО Китаю обов'язковим є виховання у студентів екологічної моралі та формування екологічних знань, адаптивних для їхньої майбутньої професійної діяльності (Ma, Men, & Cui, 2020). Тоді як, наприклад, у Бангладеші все ще існує брак екологічної обізнаності та прогалини в теоретичних знаннях і практиці (Uddin, 2023).

Більшість арабських країн пропонують екологічні програми у своїх університетах. Наприклад, в 57 університетах-респондентах представлена 221 програма на екологічну тематику, з них 71 ступеня бакалавра, 102 ступені магістра, 36 доктора наук і 12 програм технічного дипломування (на кшталт

профтехосвіти). Більшість арабських країн пропонують мінімум одну програму безпосередньо пов'язану з навколишнім середовищем. Розподіл за субрегіонами Азії наступний: 55 освітніх програм в сукупності нараховується в Іраку, Йорданії, Лівані, Палестині, Сирії; 42 програми – в Бахреїні, Кувейті, Омані, Катарі, Саудівській Аравії, ОАЕ та Ємені; 39 програм в Алжирі, Лівії, Мавританії, Марокко, Тунісі; 26 програм у Нілі, Єгипті, Судані; а також 3 програми мають ЗВО Коморських островів, Джибуті, Сомалі.

Академічні програми, пов'язані з навколишнім середовищем, які пропонують арабські університети, розподіляються між освітніми компонентами технічного спрямування: екологічна інженерія, управління водними ресурсами до дисциплін, пов'язаних з екологічною політикою, освітою, правом. Лише 23% курсів бакалаврських освітніх програм припадає на загальні науки про навколишнє середовище, основний фокус освітніх компонентів зорієнтований на науково-технічне спрямування, друге місце посідає економічне спрямування. Останнім часом простежується інтеграція міждисциплінарного підходу (AFED, 2019).

Навіть, здавалось би Японія, яка має чи не найвищий рівень ментального ставлення до збереження природи, славетна феноменом економічного дива, досягнення якого базується на розвитку інженерно-технічних інновацій з базисом на підготовку відповідних кадрів, має певні прогалини в підходах впровадження ОСР в систему вищої освіти. Хоча на відміну від європейських ЗВО пріоритетом в цій системі є сталість довкілля, ОСР в Японії не узгоджується з іншими освітніми реформами та не пов'язана з ОСР шкільного рівня. До того, відсутній внутрішній консенсус всередині університетів та міждисциплінарні зв'язки (Kitamura, & Hoshii, 2010).

Лише нещодавно зусилля та дискусії щодо оптимізації екологічної освіти в Японії почали зосереджуватися на ролі, яку мають відігравати університети у вирішенні та задоволенні ширших потреб суспільства. Важливим пріоритетом стало – підготувати здобувача, здібного та спроможного приймати рішення, направлені на вирішення проблем довкілля в реальному світі, шляхом співпраці

з зацікавленими сторонами (місцевою владою, громадянським суспільством, бізнесом, промисловістю тощо).

Зламним моментом на шляху впровадження ЕО в Японії стала необхідність установ, організацій в т.ч. і самих університетів отримати сертифікацію відповідності Стандарту ISO 14001 «Системи екологічного управління». Це значно активізувало потребу в покращенні підзвітності, управлінських і маркетингових підходів, а також професійних навичок, орієнтованих на збереження довкілля. З одного боку університети мають відповідати цим вимогам, а з іншого боку зросла потреба підготовки компетентних фахівців, які надалі будуть реалізувати цю навичку в своїй професійній діяльності (Srinivas, 2022).

Екологічна освіта в системі вищої освіти – досвід України

Приблизно в період 1970–1985 рр. в Україні почали підійматися питання занепокоєння екологічним станом навколишнього середовища на рівні держави, адже почали оприлюднюватися факти щодо забруднення природних вод, повітря, ґрунтів, висвітлюватися причини екологічних негараздів. Саме тому в 1985–2000 рр. були започатковані дослідження в галузі екологічних проблем, у ВНЗ почали готувати фахівців-екологів як спеціалізованого, галузевого, так і широкого спрямування. Впродовж 90-х років спостерігалась активізація розвитку ЕО. Сафранов Т.А. зазначає, що в перше десятиріччя 2000-х років почався спад зацікавленості екологічними проблемами на перевагу різкому зростанню економічних пріоритетів, хоча саме в цей період (за вимогами ЄЕК ООН) почався розвиток освіти для сталого розвитку в тому числі і в Україні (Сафранов, & Ільїна, 2022).

Для України одним з перших документів у цьому напрямку стала Постанова ВРУ «Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» (1998) в якій значиться, що екологічна освіта і виховання є одними з пріоритетних цілей національного рівня для створення ефективної

державної системи охорони довкілля і раціонального використання природних ресурсів України (Шумілова, 2015; Мандрик, Мальований, & Орфанова, 2019).

У 2001 році колегією МОН була затверджена «Концепція екологічної освіти в Україні» (чинна і донині), в якій «екологічна освіта» позиціюється як сукупність екологічних знань, екологічного мислення, екологічного світогляду, екологічної етики, екологічної культури. Екологічна освіта розглядається, як неперервний процес, що охоплює всі вікові, соціальні та професійні групи населення. В Концепції зазначається, що екологічна освіта, з одного боку, повинна бути самостійним елементом загальної системи освіти, а з іншого боку, виконує інтегративну роль у всій системі освіти.

У даному документі наголошується і на функціях вищої освіти в системі безперервної ЕО. Відповідно екологічна освіта має бути диференційованою, різноплановою, охоплювати всі рівні професійної підготовки з урахуванням потреб особистості, регіону та держави. Першочерговим завданням розвитку вищої екологічної освіти є розробка програм навчальних курсів з екології згідно з вимогами часу, міжнародними принципами, можливостями ЗВО, потребами регіонів та відповідних стандартів. Також варто зауважити, що в документі значиться і про принципи сталого розвитку, але з огляду на дату прийняття даного документу, концепція сталого розвитку розглядається як один з підходів, необхідних для розгляду при впровадженні ЕО (Про концепцію екологічної освіти в Україні, 2001).

Аналогічно до міжнародних підходів, в українському законодавстві виокремлено дві основні підсистеми безперервної екологічної освіти: формальну і неформальну. Формальна освіта охоплює всі ланки загальної системи освіти, існуючі в Україні: дошкільна, шкільна, позашкільна, професійно-технічна, вища та післядипломна. Другий напрям – неформальна освіта, яка своєю чергою має просвітницький характер, спрямований на формування екологічної культури населення через церкву, ЗМІ, громадські екологічні організації, партії тощо. У будь-якому випадку впровадження освіти в інтересах сталого розвитку є неможливим без активної участі закладів освіти

різного ступеня (Бондар та ін., 2015; Про концепцію екологічної освіти в Україні, 2001).

Першочерговим завданням розвитку вищої екологічної освіти є розробка програм навчальних курсів з екології відповідно до вимог часу, міжнародними принципами, можливостей ЗВО, потреб регіонів та вимог відповідних стандартів. У навчальних планах усіх ЗВО (які не готують фахівців-екологів) на бакалаврському рівні необхідно передбачити курс екології, який би включав необхідні теоретичні і практичні аспекти, а також відповідні кожному окремому ЗВО курси з блоку прикладних екологічних дисциплін (можливо, у блоці вибіркового професійно-орієнтованих дисциплін) (Про концепцію екологічної освіти в Україні: Рішення колегії МОН України, 2001). Станом на 2015 р. базові дисципліни на зразок «Основи екологічних знань» викладались більш ніж у 200 ЗВО України, а підготовку фахівців-екологів здійснювали у понад 110-ти ЗВО. Важливість екологізації й ідей сталого розвитку з часом знайшли відображення в чинних стандартах вищої освіти України для здобувачів рівня вищої освіти «бакалавр» інших спеціальностей. Але екологічна складова досі відсутня в освітніх програмах і навчальних планах багатьох спеціальностей «неекологічних» ЗВО, тобто екологізації вищої освіти в Україні досі не приділяється належної уваги (Бондар та ін., 2015; Климчик, 2020).

Впровадження формальної екологічної освіти в Україні має вже достатньо тривалу історію – від появи у закладах вищої освіти України перших навчальних курсів з питань екології, охорони навколишнього середовища та раціонального природокористування у середині 70-х років минулого століття, до розробки Стандартів вищої освіти зі спеціальності 101 Екологія для першого (бакалаврського), другого (магістерського) рівнів вищої освіти (далі – РВО), затверджених у жовтні 2018 року, та третього (освітньо-наукового) рівня, затвердженого у грудні 2021 року; та затвердження професійного стандарту «Еколог» у травні 2022 року (Стандарт вищої освіти № 1076, 2018; Стандарт

вищої освіти № 1066, 2018; Стандарт вищої освіти № 1421, 2021; Професійний стандарт «Еколог» № 1111-22, 2022)

За даними (ВУЗи України) на сьогодні у 94-х ЗВО України впроваджені освітні програми зі спеціальності 101 Екологія. У річному звіті НАЗЯВО за 2020 рік значиться, що загальна кількість здобувачів вищої освіти за спеціальністю 101 Екологія становить 9391 особу (Річний звіт Національного агентства із забезпечення якості вищої освіти, 2021).

На офіційний запит Професійної асоціації екологів України Міністерством освіти і науки України була надана відповідь щодо кількості здобувачів першого та другого РВО за спеціальностями 101 Екологія та 183 Технології захисту навколишнього середовища (відповідна інформація представлена у табл. 1 (Волкотруб, 2024).

Таблиця 1

Кількості здобувачів вищої освіти за спеціальностями 101 Екологія та 183 Технології захисту навколишнього середовища у ВНЗ України

Рік	Код, назва спеціальності			
	101 Екологія		183 Технології захисту навколишнього середовища	
	ОС Бакалавр	ОС Магістр	ОС Бакалавр	ОС Магістр
2022	6895	2618	7	3
2023	6618	3140	87	116

За даними наведеними в табл. 1 вбачається велика розбіжність між кількістю випускників першого та другого рівнів вищої освіти за спеціальністю 101 Екологія, при цьому варто зазначити, що відповідно до вимог професійного стандарту «Еколог» (Професійний стандарт «Еколог» № 1111-22, 2022) умовами допуску до роботи за професіями: еколог; еколог II категорії; еколог I категорії; провідний еколог є наявність диплома про вищу освіту другого (магістерського) рівня вищої освіти за спеціальністю 101 Екологія.

Якщо методології та інструментам для оцінки ефективності сталого розвитку у ЗВО приділяється недостатня увага та залишаються очевидні прогалини, які необхідно заповнити, методологія та інструменти для

конкретного оцінювання та вимірювання екологічної освіти в цих закладах майже відсутні взагалі. У літературі представлені моделі/ інструменти для оцінювання стійкості закладів вищої освіти, проте вони не дозволяють оцінити резилентність набутої екологічної компетентності відповідно до професійних та соціальних потреб (Amaral, Martins, & Gouveia, 2015).

Сафранов Т.А. та Ільїна В.Г. зазначають, що на жаль, поки що не приділяється належної уваги проблемі екологізації вищої освіти в Україні, хоча очевидно, що без широкого та інтенсивного розповсюдження екологічних знань, екологізації освіти, умінь, навичок і компетентностей неможливо сформувати нове покоління з відповідним переконанням й свідомістю, діяльнісним підходом щодо збереження природних цінностей, культурних надбань. В останні роки у багатьох регіональних ЗВО внаслідок скорочення місць держзамовлення істотно зменшилася кількість здобувачів РВО «бакалавр» за спеціальністю 101 «Екологія». Можливо, що це є і наслідком надмірної кількості ЗВО (майже 110), які здійснюють підготовку бакалаврів з екології. Тому, доцільно переглянути державну політику в даному контексті та розробити заходи щодо розвитку спеціальності 101 «Екологія» (Сафранов, & Ільїна, 2022).

Щодо ОСР в Україні та ЕО в контексті сталого розвитку, у проєкті «Стратегія сталого розвитку України до 2030 року» (2017) значиться, що «освіта є однією з передумов досягнення сталого розвитку і найважливішим інструментом ефективного управління та обґрунтованого прийняття рішень. Питання сталого розвитку необхідно інтегрувати в систему професійної освіти державних службовців і освітян. Забезпечити інтеграцію питань сталого розвитку в систему дошкільної, шкільної, позашкільної, середньої, вищої та неформальної освіти». Закон України «Про основні засади (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року» (2019) визначає, що «освіта в інтересах збалансованого (сталого) розвитку дасть змогу встановити методологічні основи та запровадити безперервну екологічну освіту. Випереджаючими темпами має розвиватися всеохоплююча екологічна просвіта

та виховання підростаючого покоління шляхом підтримки діяльності позашкільних закладів освіти, еколого-натуралістичних центрів та природничих секцій центрів дітей і юнацтва та профільних громадських організацій» (Закон України «Про основні засади (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року, 2019; Стратегія сталого розвитку України до 2030 року).

Поняття ОСР набагато ширше за категоріальний зміст ЕО, оскільки воно охоплює не тільки природничу, але й взаємопов'язані з нею соціальну та економічну складові (Srinivas, 2022). Освіта для сталого розвитку – це системний підхід до глобальної освіти, де екологічна складова є найважливішою підсистемою. В освіті для сталого розвитку важлива її орієнтація на незвичний для нас результат – зміну поведінки, звичок, стилю повсякденного життя людини, набуття нею нових, дуже практично і життєво-орієнтованих умінь і навичок (Про концепцію екологічної освіти в Україні, 2001).

На нашу думку, проблемним питанням для усіх без виключення спеціальностей, особливо в умовах обумовлених covid-19 та війною є питання якості освіти, готовності до майбутньої професії та кар'єрного зростання. Це підтверджують і результати констатувального експерименту дисертаційного дослідження Купчак М.Я., які відображають готовність здобувачів-екологів до майбутньої професійної діяльності після здобуття відповідних знань та компетентностей з використанням традиційних методів навчання. Результати демонструють, що з-поміж опитаних лише у 8,3 % респондентів готовність сформована на високому, 22,9 % – достатньому рівнях, у 63,4 % на середньому, а 5,4 % – початковому рівні. Використання засобів ІКТ в освітньому процесі дозволило підвищити рівень підготовки екологів, досягнувши в сукупному підсумку високого та достатнього рівнів для 46,39% (замість 31%) (Купчак, 2018).

Муляр Н. М. наголошує, що в умовах війни пріоритети держави зміщуються на забезпечення безпеки й виживання, що призводить до

скорочення фінансування освітніх та екологічних програм. Недостатність ресурсів для підтримки закладів освіти й екологічних ініціатив ускладнює їхнє ефективне функціонування й розвиток. Багато проєктів вимушено припиняються або відкладаються на невизначений термін. Однак, попри ці виклики, війна також може стати стимулом для інновацій та реформ у сфері освіти та екології. В умовах кризи зростає розуміння важливості сталого розвитку та екологічної освіти (Муляр, 2024).

Саме така тенденція підтверджується словами Міністра захисту довкілля та природних ресурсів Р. Стрільця під час зустрічі з Міністром освіти і науки України О. Лісовим (2023): «Повоєнне «зелене» відновлення, екологічний менеджмент промислових підприємств та закладення розуміння принципів сталого розвитку точно потребуватиме фахівців. Професіоналів! Вони не з'являться, навчаючись за програмами з біології, або географії. Кожна ланка, від інженера-еколога, викладача до співробітника міністерства має бути невіддільною частиною освітньої архітектури, без якої неможливий розвиток України за сучасними європейськими стандартами. Тільки так ми подаруємо нашим нащадкам безпечне довкілля без радянської спадщини. Саме заради цього наші Збройні сили сьогодні роблять неможливе реальністю! Тож без «екології» неможливий захист та збереження довкілля. Ми самі обираємо свій шлях та будуємо наше майбутнє!» (Стрілець, 2023).

За даними Міндовкілля (2024) в системі Державної екологічної інспекції України працює 1350 співробітників, проте такий підхід не відповідає європейським вимогам, відповідно до вимог реформування законодавства щодо здійснення природоохоронного контролю та інспектування потенційно кількість інспекторів буде збільшена в 5-6 разів (Чому реформа державного екологічного контролю серед пріоритетів 2024 року?, 2024).

У 2023 році (за даними МОН) до ЗВО надійшло 3740 заяв про вступ на навчання за спеціальністю «Екологія» за освітнім ступенем бакалавра, 935 вступників отримали рекомендації для вступу на бюджетну форму. Проте спеціальність 101 Екологія не увійшла до переліку так званих «спеціальностей з

особливою підтримкою держави» ні у 2023, ні у 2024 році (Вступна кампанія – 2023: спеціальності з особливою підтримкою держави, 2023; Спеціальності, що мають особливу підтримку держави, 2024).

Практичні поради та рекомендації

Освіта для сталого розвитку набуває особливого значення в контексті повоєнної відбудови України. Сучасний процес екологічної освіти, враховуючи зазначені вище аспекти, потребує трансформаційних змін для переходу в формат освіти для сталого розвитку. Перелік певних рекомендацій наведено нижче (розроблено авторами спираючись на рекомендації, зазначені в джерелах (Saylan, & Blumstein, 2011; Муляр, 2024; Скиба та ін, 2023):

- Модернізація освітніх програм (для системи формальної освіти «неекологічних» спеціальностей) з врахуванням окремих освітніх компонентів, тем екологічного спрямування, спрямованих на практичне застосування в професійній діяльності. Зважаючи на рекомендації та досвід розвинених країн, треба враховувати, що перевага має надаватись не окремому освітньому компоненту, а темам екологічного спрямування в структурі більшості дисциплін, що своєю чергою забезпечуватиме інтеграцію міждисциплінарного підходу. На нашу думку, методологія, стан та результативність впровадження ЕО та ОСР в систему вищої освіти для здобувачів технічних, аграрних, військових та інших спеціальностей потребує додаткового аналізу.

- Формування інтегральної, практично-значущої екологічної компетентності має стати ключовим результатом ЕО/ ОСР. Saylan С., Blumstein D.T. стверджували: «Треба вчити світогляду: соціум повинен бути готовим прийняти деякі незручності заради можливості жити в екологічно безпечному середовищі». Відповідно розробка методологічного підходу по оцінці ефективності впровадження ЕО/ ОСР для здобувачів усіх рівнів освіти має базуватись не на оцінці, отриманій за конкретний предмет в системі шкільної, професійно-технічної, або вищої освіти, а на практичній спроможності здобувача міркувати та діяти свідомо в буденній та професійній діяльності.

- Впровадження та реалізація ЕО/ОСР з акцентом на зміну моделей споживання. Наприклад, набуття чинності Закону України «Про управління відходами» (Закон України №2320-ІХ, 2023) ґрунтується на концептуальному перевероті в ієрархії управління відходами з акцентом на «запобігання утворенню», що вимагає від соціуму, по-перше, усвідомлення даного підходу, по-друге, формування відповідної звички. Впровадження цих змін має відбуватись паралельно з активною екопросвітницькою роботою, спрямованою на широкий загал населення, охоплюючи усі соціальні та вікові групи. Даний підхід доречно реалізувати як через формальну, так і неформальну освіту, звертаючи увагу на розширенні можливостей та підходів останньої.

- Використання сучасних інноваційних форм, методів і технологій навчання, основаних на використанні даних в режимі «реального часу» (наприклад, використання інтерактивних ГІС-мап, інноваційних розробок на основі ІІІ) з акцентом на потенційні зміни в майбутньому. Певної мірою це дозволить скоротити прірву, яка виникає між швидкістю деградації довкілля та спроможністю людства на неї реагувати.

- Набуття компетентності критично та системно мислити: екологічно обізнані громадяни повинні мати можливість оцінювати складну інформацію, вміти об'єктивно аналізувати, співставляти, систематизувати різні доводи задля усвідомленого прийняття відповідальних рішень. Справжня наукова грамотність означає, що люди мають концептуальний набір інструментів, який можна застосувати для вирішення різноманітних завдань.

Висновки

Концептуальне становлення екологічної освіти бере початок з оприлюднення Тбіліської декларації, яка містить опис детальних методологічних підходів впровадження ЕО в систему формальної та неформальної освіти для усіх вікових груп, спеціальностей та рівнів освіти з акцентом на міжгалузевість. Проте, зважаючи на те, що дані глобальні рекомендації й були надані урядам без малого пів сторіччя тому, на жаль, в

багатьох аспектах вони не набули належної реалізації, що підтверджується рядом досліджень проведених в багатьох країнах світу. Здебільшого науковці та освітяни пов'язують це з прискореними темпами деградації довкілля та «відставанням» діючого підходу впровадження ЕО, відсутністю практико-орієнтованого підходу для фахівців «неекологічних» спеціальностей. Безумовно, ті екологічні наслідки, які на сьогодні має людство – це результат багатомірного процесу. Також важко не погодитись з твердженням, що реалізації сукупних планомірних дій (особливе місце в системі яких займає екологічна освіта) за п'ять десятиріччів мала продемонструвати не аби які позитивні результати, і якщо цього не відбулось, то дана концепція потребує перегляду пріоритетів та зміни підходів.

Варто зауважити, що екологічна освіта поступово трансформувалась в ОСР, надавши їй ширшого сенсу та значення, гармонійно поєднуючи екологічне, економічне та соціальне спрямування, підкреслюючи нерозривність зв'язків між цими підсистемами. Проте і досі не усі країни ототожнюють ці підходи. Трансформація ОЕ як складника ОСР присуща переважно розвиненим країнам. Такі країни, як США, Нідерланди та Великобританія одними з перших успішно інтегрували ОСР у школи, ЗВО, систему формальної та неформальної освіти. ЕО/ ОСР все ще є новим спрямуванням в ЗВО більшості країн Азії. Також відкритим залишається питання переваги однієї з підсистем сталого розвитку в освітніх програмах. З проаналізованої інформації можна зробити висновок, що у більшості випадків простежується превалювання соціально-економічного спрямування з певним акцентом на значущість екологічної складової в тривимірній системі складових сталого розвитку.

Українське законодавство прийшло до чіткого регламентування ЕО у 2001 році, затвердженням колегією МОН «Концепції екологічної освіти в Україні» (чинна і натеper). Екологічна освіта розглядається, як неперервний процес, що охоплює всі вікові, соціальні та професійні групи населення. В Концепції зазначається, що екологічна освіта, з одного боку, повинна бути самостійним елементом загальної системи освіти, і з іншого боку, має

виконувати інтегративну роль у всій системі освіти. Також варто зауважити, що в документі значиться і про принципи сталого розвитку, але з огляду на дату прийняття даного документу, концепція сталого розвитку розглядається як один з підходів, необхідних для розгляду при впровадженні ЕО. Проте, освітяни-екологи нерідко наголошують на важливості зосередження фокусу державної політики на дане спрямування, особливо в стратегічних підходах повоєнного відновлення України.

Світовий досвід засвідчує, що відсутні дієві методики оціночного виміру результативності та якості впровадження ЕО та ОСР (на рівні усіх країн світу), що може бути ґрунтовним при впровадженні ЕО/ ОСР для здобувачів усіх рівнів освіти, яка базуватиметься не на оцінці, отриманій за конкретний предмет в системі шкільної, професійно-технічної, або вищої освіти, а на практичній спроможності здобувача міркувати та діяти свідомо в буденній та професійній діяльності. ЕО/ ОСР – це безперервний процес набуття відповідних знань, навичок і компетентностей впродовж всього життя, який базується на системах формальної та неформальної екологічної освіти. Безумовно ЗВО відіграють в цьому процесі фундаментальну роль, шляхом підготовки висококваліфікованих фахівців, спроможних практично застосовувати набуту інтегральну екологічну компетентність в професійних та буденних умовах, зважаючи на виклики сьогодення. Відкритим залишається питання результативності діючих підходів впровадження формальної ЕО для здобувачів вищої освіти «неекологічних» спеціальностей та аналіз сучасних педагогічних методів, спроможних забезпечити дійсний результат.

Список літератури

- Accelerating Education for the SDGs in Universities: A Guide for Universities. (2020). USA, 78 p. Retrieved from <https://ap-unsdsn.org/regional-initiatives/universities-sdgs/education-for-sdgs-guide/>
- AFED. (2019). *Environmental Education for Sustainable Development in Arab Countries*. Annual Report of Arab Forum for Environment and Development,

2019. N. Saab et al. (Eds.). Beirut, Lebanon. Retrieved from <https://www.isdb.org/sites/default/files/media/documents/2021-03/Evnvironmental%20Education%20in%20Arab%20Countries.pdf>

Aleixo, A. M., Azeiteiro, U. M., & Leal, S. (2020). Are the sustainable development goals being implemented in the Portuguese higher education formative offer? *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 21(2), 336–352. <https://doi.org/10.1108/ijshe-04-2019-0150>

Aleixo, A. M., Azeiteiro, U., & Leal, S. (2018). The implementation of sustainability practices in Portuguese higher education institutions. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 19(1), 146–178. <https://doi.org/10.1108/ijshe-02-2017-0016>

Amaral, L. P., Martins, N., & Gouveia, J. B. (2015). Quest for a sustainable university: A review. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 16(2), 155–172. <https://doi.org/10.1108/ijshe-02-2013-0017>

Betour El Zoghbi, M., & Lambrechts, W. (2019). The role of higher education institutions in preparing youth to manage a sustainability-oriented future workplace. *The Central European Review of Economics and Management*, 3(3), 107–128. <https://doi.org/10.29015/cerem.692>

Finnveden, G., Friman, E., Mogren, A., Palmer, H., Sund, P., Carstedt, G., Lundberg, S., Robertsson, B., Rodhe, H., & Svärd, L. (2020). Evaluation of integration of sustainable development in higher education in Sweden. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 21(4), 685–698. <https://doi.org/10.1108/ijshe-09-2019-0287>

Higher Education Sustainability Initiative for Rio 20. (2012). The United Nations. Retrieved from www.uncsd2012.org/index.php?page=view&type=1006&menu=153&nr=34www.presidentsclimatecommitment.org

Hudson, S. J. (2001). Challenges for environmental education: Issues and ideas for the 21st century. *BioScience*, 51(4), 283. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0283:cfeeia\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0283:cfeeia]2.0.co;2)

- International Energy Agency. (2001). Gasoline, diesel fuel, electricity, and energy consumption. *Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)*. Paris. Retrieved from <http://data.iea.org/>
- Kitamura, Y., & Hoshii, N. (2010). Education for sustainable development at universities in Japan. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 11(3), 202–216. <https://doi.org/10.1108/14676371011058514>
- Knapp, D. (2000). The Thessaloniki Declaration: A wake-up call for environmental education? *The Journal of Environmental Education*, 31(3), 32–39. <https://doi.org/10.1080/00958960009598643>
- Larrán, M., & Andrades, J. (2015). Determining factors of environmental education in Spanish universities. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 16(2), 251–271. <https://doi.org/10.1108/ijshe-01-2013-0003>
- Leal Filho, W., Brandli, L. L., Becker, D., Skanavis, C., Kounani, A., Sardi, C., Papaioannidou, D., Paço, A., Azeiteiro, U., de Sousa, L. O., Raath, S., Pretorius, R. W., Shiel, C., Vargas, V., Trencher, G., & Marans, R. W. (2018). Sustainable development policies as indicators and pre-conditions for sustainability efforts at universities. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 19(1), 85–113. <https://doi.org/10.1108/ijshe-01-2017-0002>
- Leal Filho, W., Dinis, M. A. P., Sivapalan, S., Begum, H., Ng, T. F., Al-Amin, A. Q., Alam, G. M., Sharifi, A., Salvia, A. L., Kalsoom, Q., Saroar, M., & Neiva, S. (2021). Sustainability practices at higher education institutions in Asia. *International Journal of Sustainability in Higher Education*. <https://doi.org/10.1108/ijshe-06-2021-0244>
- Luna-Krauletz, M. D., Juárez-Hernández, L. G., Clark-Tapia, R., Súcar-Súccar, S. T., & Alfonso-Corrado, C. (2021). Environmental education for sustainability in higher education institutions: Design of an instrument for its evaluation. *Sustainability*, 13(13), 7129. <https://doi.org/10.3390/su13137129>
- Ma, Y., Men, J., & Cui, W. (2020). Does environmental education matter? Evidence from provincial higher education institutions in China. *Sustainability*, 12(16), 6338. <https://doi.org/10.3390/su12166338>

- Meredith, J., Cantrell, D., Conner, M., Evener, B., Hunn, D., & Spector, P. (2000). *Best practices for environmental education: Guidelines for success*. 75 p. Retrieved from <https://files.eric.ed.gov/fulltext/ED472040.pdf>
- Müller, U., Hancock, D. R., Stricker, T., & Wang, C. (2021). Implementing ESD in schools: Perspectives of principals in Germany, Macau, and the USA. *Sustainability*, 13(17), 9823. <https://doi.org/10.3390/su13179823>
- Nijhuis, M. Green failure: What's wrong with environmental education? *Yale Environment* 360. Retrieved from https://e360.yale.edu/features/green_failure_whats_wrong_with_environmental_education
- Palmer, J. (1998). *Environmental education in the 21st century: Theory, practice, progress, and promise*. London: Routledge.
- Potter, G. (2009). Environmental education for the 21st century: Where do we go now? *The Journal of Environmental Education*, 41(1), 22–33. <https://doi.org/10.1080/00958960903209975>
- Sanera, M., & Foundation, J. L. The problem with environmental education today: Is the tail wagging the dog? *Hillsdale College*. Retrieved from <https://www.hillsdale.edu/educational-outreach/free-market-forum/2008-archive/the-problem-with-environmental-education-today/>
- Sass, W., De Maeyer, S., Boeve-de Pauw, J., & Van Petegem, P. (2023). Effectiveness of education for sustainability: The importance of an action-oriented approach. *Environmental Education Research*, 1–20. <https://doi.org/10.1080/13504622.2023.2229543>
- Saylan, C., & Blumstein, D. T. (2011). *The failure of environmental education (and how we can fix it)*. University of California Press. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/10.1525/j.ctt1pvn79>
- Shephard, K. (2015). *Higher education for sustainable development*. Basingstoke: Palgrave Macmillan.

- Srinivas, H. (2022). Environmental education and universities in Japan: ISO14001 and EMS as a catalyzing force. *SD Features*. Retrieved from <https://www.gdrc.org/sustdev/education/ee-univ.html>
- Sundermann, A., & Fischer, D. (2019). How does sustainability become professionally relevant? Exploring the role of sustainability conceptions in first-year students. *Sustainability*, *11*(19), 5155. <https://doi.org/10.3390/su11195155>
- Talloires Declaration. *Association of University Leaders for a Sustainable Future*. Retrieved from <https://ulsf.org/talloires-declaration/>
- Tbilisi Declaration. (1977). *UNESCO Intergovernmental Conference on Environmental Education*. Tbilisi. Retrieved from <http://unesdoc.unesco.org/images/0003/000327/032763eo.pdf>
- Uddin, M. K. (2023). Environmental education for sustainable development in Bangladesh and its challenges. *Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1002/sd.2728>
- UNESCO. (2016). *Global education monitoring report – education for people and planet: Creating sustainable futures for all*. Paris. Retrieved from <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000245752>
- UNESCO. (2024). What you need to know about education for sustainable development. Retrieved from <https://www.unesco.org/en/sustainable-development/education/need-know>
- Wals, A. E. J., & Kieft, G. (2010). *Education for sustainable development: Research overview*. 54 p. Retrieved from <https://cdn.sida.se/publications/files/sida61266en-education-for-sustainable-developmentresearch-overview.pdf>
- Бондар, О. І., Барановська, В. Є., Єресько, О. В. та ін. (2015). *Екологічна освіта для сталого розвитку у запитаннях та відповідях: Науково-методичний посібник для вчителів*. Херсон: Грін Д.С.
- Волкотруб, Є. (2024). Скільки екологів за освітою у 2022–2023 роках випустила Україна: МОН оприлюднило статистику. *Екополітика*. Retrieved from

<https://ecopolitic.com.ua/ua/news/skilki-ekologiv-za-osvitoju-u-2022-2023-rokah-vipustila-ukraina-mon-opriljudnilo-statistiku/>

Вступна кампанія – 2023: спеціальності з особливою підтримкою держави. (2023, 20 березня). *Профспілка працівників освіти і науки України*.

Retrieved from <https://pon.org.ua/novyny/10205-vstupna-kampaniia-2023-specialnosti-z-osoblyvou-pidtrymkou-derzhavy.html>

ВУЗи України. *Освіта.ua*. Retrieved from <https://osvita.ua/vnz/guide/search-17-0-0-154-0.html>

Закон України «Про основні засади (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року». (2019). *Вісник Верховної Ради України*, № 16, Ст. 70. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>

Зінченко, В., Горбунова, Л. С., Курбатов, С., & Мєлков, Ю. (2019). *Стратегії вищої освіти в умовах інтернаціоналізації для стійкого розвитку суспільства: Методичні рекомендації*. Київ: Інститут вищої освіти НАПН України.

Климчик, О. М. (2020). Становлення екологічної освіти в Україні. *Сучасні проблеми екології: тези XVI Всеукр. наук. on-line конф. здобувачів вищої освіти і молодих учених з міжнар. участю* (с. 11–12). Житомир: Житомирська політехніка. Retrieved from <https://conf.ztu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/05/11.pdf>

Корнева, І. М. (2018). Феномен «Освіта для сталого розвитку»: сутність та сучасні особливості концепту. *Український педагогічний журнал*, 2, 113–123.

Купчак, М. Я. (2018). Підготовка майбутніх експертів з екології у вищих навчальних закладах засобами інформаційно-комунікаційних технологій: автореф. дис. ... канд. пед. наук: 13.00.04. Львів. Retrieved from https://ldubgd.edu.ua/sites/default/files/3_nauka/svr/04/avtoreferat_kupchak_m_ya.pdf

- Мандрик, О. М., Мальований, М. С., & Орфанова, М. М. (2019). Екологічна освіта для сталого розвитку. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*, 1(19), 130–139. [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2019-1\(19\)-130-139](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2019-1(19)-130-139)
- Муляр, Н. М. (2024). Особливості освітніх програм з екології для сталого розвитку в повоєнній Україні. *Матеріали конференцій МЦНД* (с. 231–233).
- Про концепцію екологічної освіти в Україні: Рішення колегії МОН України від 20.12.2001 р. № 13/6-19. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v6-19290-01#Text>
- Професійний стандарт „Еколог”; чинний від 2022-05-04, № 1111-22. Retrieved from https://register.nqa.gov.ua/uploads/0/421-nakaz_1111.pdf
- Про управління відходами (2023). Закон України №2320-IX. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#Text>
- Річний звіт Національного агентства із забезпечення якості вищої освіти (2021). За заг. ред. С. Квіта та О. Єременко. Київ: Національне агентство із забезпечення якості вищої освіти.
- Сафранов, Т. А., & Ільїна, В. Г. (2022). Методичні вказівки для семінарських занять з дисципліни «Проблеми екологічної освіти». Одеса: ОДЕКУ.
- Скиба, В. П., Ганчук, М. М., Вознюк, Н. М., & Ліхо, О. А. (2023). Практичні приклади та переваги використання інтерактивних методів навчання при викладанні дисциплін екологічного спрямування. *Наукові записки Бердянського державного педагогічного університету. Серія: Педагогічні науки*, 1, 372–385. <https://doi.org/10.31494/2412-9208-2023-1-1-372-385>
- Спеціальності, що мають особливу підтримку держави. (2024, 29 березня). *ОСВІТА.UA*. Retrieved from <https://osvita.ua/consultations/bachelor/68927/>

Стандарт вищої освіти України: перший (бакалаврський) рівень, галузь знань 10 – «Природничі науки», спеціальність 101 – «Екологія», чинний від 2018-10-04, № 1076. Retrieved from

<https://mon.gov.ua/storage/app/media/vishcha-osvita/zatverdzeni%20standarty/12/21/101-ekologiya-bakalavr-1.pdf>

Стратегія сталого розвитку України до 2030 року. UNDP Україна. Retrieved from <https://www.undp.org/uk/ukraine/publications/stratehiya-staloho-rozvytku-ukrayiny-do-2030-roku>

Філянїна, Н. М., Сїнявіна, Л. В., & Долга, О. О. (2019). Гуманїтаризація екологічної освіти та освіти для сталого розвитку. Retrieved from <https://dspace.nuph.edu.ua/bitstream/123456789/19543/1/226-234.pdf>

ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ БІОГЕОХІМІЧНИХ ЦИКЛІВ Cu, Ni ТА Cd В УМОВАХ ЕКОСИСТЕМ ГРАБОВИХ ДІБРОВ СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІПРОВ'Я

Лукашов Д.В., д-р біол. наук, професор, Київський національний університет імені Тараса Шевченка, кафедра екології та зоології

Тесьолкіна Т.С., аспірантка, Київський національний університет імені Тараса Шевченка, кафедра екології та зоології

Abstract

Forest ecosystems and urban green spaces provide vital environmental services, including air purification from gaseous pollutants, aerosols, and particulate matter, with efficiencies reaching up to 60%. However, air pollution can also negatively impact these ecosystems, disrupting their functioning and sustainability, which compromises their ability to maintain these essential services. This study aimed to assess the balance of the biogeochemical metal cycle in forest ecosystems to understand the effects of pollution on green spaces under varying degrees of anthropogenic pressure.

We selected hornbeam groves from two areas within the Nature Reserve Fund of Ukraine as model ecosystems representing the broad-leaved forests of the Middle Dnieper region: the Holiivskyi National Nature Park (within the Kyiv metropolis) and the Kaniv Nature Reserve (near-natural conditions). Through long-term monitoring, we evaluated the accumulation of Cu, Ni, and Cd in soils, quantified their vertical migration using lysimeters, measured atmospheric deposition rates, and analyzed metal dynamics within forest litter and hornbeam phytomass.

Our findings demonstrate that the biogeochemical cycles of Cu, Ni, and Cd in the Kaniv Nature Reserve are balanced, with metal inputs from atmospheric deposition and litterfall being offset by losses through vertical groundwater leaching into the soil's eluvial layer. This indicates the absence of metal accumulation in the ecosystem. In contrast, the biogeochemical cycles of these metals in the Holiivskyi

NPP ecosystem are imbalanced. Metal influxes from atmospheric deposition and litterfall, particularly Cu and Ni, exceed their leaching losses, resulting in accumulation within the soil.

The biological component of the “litter-soil-plant” system plays a pivotal role in the Holosiivskyi NPP ecosystem, where hornbeam plants (*Carpinus betulus* L.) actively uptake metals and store them in their phytomass. This metal accumulation in plants further underscores the influence of anthropogenic pressure on biogeochemical processes within urbanized forest ecosystems.

Вступ

Забруднення атмосферного повітря є одним з провідних чинників, що визначає здоров'я людини в умовах урбанізації, збільшує ризик розвитку серцево-судинних і респіраторних захворювань. За оцінками, у світі воно щорічно призводить до 4 мільйонів передчасних випадків смертей щорічно (Diener, & Mudu, 2021). Зелені насадження, як один з елементів урбанізованого середовища, відіграють значну роль у покращенні екологічного стану міст. Рослинність і зелені насадження в урбоєкосистемах крім регуляції мікроклімату, захисту від шумового забруднення та поліпшення естетичного вигляду міського середовища, відіграють важливу роль у зменшенні забруднення повітря (Chen et al., 2016). Показано, що придорожні захисні лісосмуги смуги завдяки осадженню забезпечують зменшення на 60% концентрації пилу та аерозолів у атмосферному повітрі (Pugh et al., 2012).

Водночас у результаті поглинання поліутантів з атмосферного повітря лісові екосистеми накопичують важкі метали, що може змінювати збалансованість біогеохімічних циклів хімічних елементів, призводити до їхнього накопичення в окремих компонентах та, врешті речт, викликає фітотоксичні ефекти внаслідок накопичення металів у рослинній фітомасі. У результаті цього функціональний стан зелених насаджень зазнає порушення, що знижує їх стійкість та ефективність захисної та санітарно-гігієнічної функцій паркових насаджень (Percy, & Ferretti, 2004). Зокрема, показано

дефоліацію міських зелених насаджень у періоди максимального забруднення повітря під час опалювального періоду (Diener, & Mudu, 2021). Варто відзначити, що Cd, Co та Ni за фітотоксикологічною класифікацією є високо небезпечними для рослин. Натомість Pb, який за гігієнічною класифікацією належить до другого класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин. Таким чином, зелені насадження у містах та лісові екосистеми можуть зазнавати вираженого фітотоксичного впливу важких металів, що потребує кількісної оцінки.

Традиційні підходи оцінки забруднення лісових екосистем шляхом визначення концентрації важких металів в окремих компонентах (зазвичай у ґрунті та фітомасі) не дозволяють однозначно оцінити їх стійкість до впливу забруднення, оскільки нерозуміння процесів міграції хімічних елементів в лісових екосистемах призводить до неправильних висновків. Наприклад, коли в умовах *a priori* забруднених районів спостерігають незначні рівні накопичення важких металів у ґрунті та рослинній фітомасі (Piczak et al., 2003; Kim, & Fergusson, 1994). Водночас показано, що у результаті поглинання рослинами важких металів безпосередньо з атмосфери показано суттєве зростання їх концентрації у лісовій підстилці та подальше їх надходження до ґрунту. Це зумовлює можливість їх міграції до ґрунтових вод та збільшує доступність для кореневого поглинання рослинами, що становить потенційну загрозу для нормального функціонування лісових екосистем (Scheid et al., 2009; Maksimtsev et al., 2021; Montemagno et al., 2022). При цьому є доведеним, що підстилка виступає ключовим компонентом лісових екосистем, що визначає міграцію та доступність важких металів та біогенних елементів для рослин. Зокрема показано, що темпи розкладання підстилки забезпечує функціонування біогеохімічних циклів металів у лісових екосистемах (Bani et al., 2018; Gautam et al., 2023). Тому для оцінки збалансованості функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів необхідно проведення комплексних досліджень з визначення обсягів потоків хімічних елементів між окремими компонентами

лісових екосистем та їх збалансованість у функціонуванні біогеохімічних циклів міграції.

Грабові діброви є зональним типом широколистяних лісових екосистем Середнього Придніпров'я, які відіграють важливу природоохоронну роль (Воробйов та ін., 2008). При цьому показана надзвичайна ефективність насаджень граба звичайного в умовах лінійних захисних лісосмуг для очищення повітря від Zn та Cu (Maksimtsev et al., 2021). В умовах грабово-дубової діброви саме рослини граба звичайного *Carpinus betulus* мають найвищі рівні накопичення важких металів Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Pb, у порівнянні з дубом та кизилом (Kaszala et al., 2003). Показано, що граб характеризується високим потенціалом для проведення дендроремедіації забруднених Pb та Zn ґрунтів (Ореña et al., 2022). Таким чином, моновидові екосистеми грабових дібров є зручною моделлю для встановлення закономірностей функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів та визначення критеріїв їх стійкості до поліметалевого забруднення.

У представленому дослідженні була поставлена мета провести оцінку збалансованість потоків біогеохімічних циклів Cu, Ni, та Cd в умовах широколистяних лісів Середнього Придніпров'я на прикладі заповідних екосистем грабових дібров, що зазнають різного ступеня антропогенного впливу. Для цього було вивчено особливості розподілу важких металів за ґрунтовими горизонтами, їх наявність у ґрунтових водах для оцінки процесів акумуляції та вертикальної міграції; визначено концентрації важких металів у складі атмосферних опадів та оцінено їх річні обсяги потоків надходження до модельних лісових екосистем; з'ясовано особливості динаміки формування та розкладу лісової підстилки для оцінки її значення у процесах функціонування системи міграції важких металів «листя-підстилка-ґрунт»; проаналізовано динаміку накопичення важких металів у фітомасі граба звичайного та проведено кількісну оцінку величини потоку їх надходження у складі листяного опаду до лісової підстилки та ґрунту. Це дозволило оцінити ступінь збалансованості біогеохімічних систем міграції важких металів у модельних

лісових екосистемах та визначити екологічні чинники, що визначають особливості їх функціонування.

Матеріали та методи

Для проведення досліджень особливостей функціонування біогеохімічної системи міграції важких металів було обрано дві модельні лісові екосистеми природно-заповідного фонду України – грабову діброву Національного природного парку «Голосіївський», що є унікальним лісовим масивом в межах мегаполіса міста Києва, та Канівський природний заповідник, що є одним з найстаріших лісових заповідників України та, відповідно, представляє умови, максимально наближені до природних. Модельні виділи обраних грабових дібров заповідних територій Середнього Придніпров'я є подібними за даними таксаційного опису та розташовані на рівних горизонтальних ділянках плакору (табл. 1).

Таблиця 1

Таксаційний опис модельних лісових екосистем та показники їхньої біологічної продуктивності

Квартал/ виділ	Площа, га	Хар-ка деревостану	Вік, роки	Висота, м	Діаметр, см	Клас бонітету	Тип лісу	Повнота	Запас деревини, м ³ /га	Запаси фітомаси головної деревної породи, т/га				Річний приріст фітомаси, т/га
										Стовбур з корою	Гілки	Листя	Коріння	
НПП «Голосіївський»														
26/9	0,8	10ГЗ	70	25	28	I	Д2ГД	0,70	320	282,1	45,5	9,3	98,4	2,76
Канівський природний заповідник														
15/2	7,0	10ГЗ	100	25	28	II	Д1ГД	0,70	300	259,7	45,2	7,9	88,6	1,06

Згідно з розрахунками біологічної продуктивності маса деревини у складі стовбурів (з корою), гілками та корінням деревостану свіжої грабової діброви НПП «Голосіївський» Д2ГД I класу бонітету віком 70 років становить 426 т/га. Для грабової діброви Канівського природного заповідника Д1ГД II класу бонітету віком 100 років, ця величина становить 393,5 т/га. З них на стовбури з

корою припадає 66% або 282,1 т/га для НПП «Голосіївський» та 259,7 т/га для Канівського природного заповідника.

Атмосферні опади збирали за допомогою пластикових дощових колекторів з лійками діаметром 13 см на рівні землі під пологом лісу згідно R. Laskowski et al. (1995). На кожній експериментальній ділянці було розміщено 4-8 колекторів. Відбір води для аналізу у холодний період року проводили щомісяця. У випадку рясних опадів та у літні місяці – протягом доби після їх завершення.

Для оцінки вертикального ґрунтового стоку було використано стаціонарні тарілчасті лізиметри (*zero-tension pan lysimeter*) (Schmidt, & Henry, 2008; Makowski et al., 2020). Площа лізиметра становила 0,1 м². На кожній ділянці було розміщено по 4 лізиметри на глибині 10-12 см для збору вертикального стоку ґрунтових вод з гумусового горизонту. Ґрунтові води з лізиметрів протягом вегетаційного сезону відбирали після інтенсивних опадів або в міру їх наповнення один раз на місяць. Проби води атмосферних опадів та лізиметричних вод фільтрували через паперовий фільтр «біла стрічка» та концентрували шляхом випарювання 1 л до 10 мл на піщаній бані без доведення до кипіння з додаванням 1 мл 4 н HNO₃ («осч») на 1 л води (Набиванець та ін., 1996).

Зразки ґрунту відбирали з пробних площадок згідно ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019. Точкові проби відбирали «методом конверта» на трьох ділянках 3×3 м з двох генетичних горизонтів – гумусового з глибини 5 см та елювіального з глибини 20-25 см. Для кожної пробної площадки готували об'єднану пробу масою 1 кг. Об'єднані проби ґрунту висушували за температури 95°C, подрібнювали у фарфоровій ступці та проводили скорочення їх обсягів методом квартування згідно з ДСТУ ISO 11464:2007. Для визначення концентрації важких металів застосовували екстракцію *aqua regia* шляхом обробки 0,5 г кожного зразка ґрунту 2 мл HNO₃ і 6 мл HCl протягом 2 годин згідно з ДСТУ ISO 11466-2001.

Проби лісової підстилки відбирали щомісячно протягом 2018-2023 рр. з ділянок 1×1 м. Зібраний матеріал висушували за кімнатної температури та зважували з метою визначення запасу підстилки. Зразки листяної фітомаси граба звичайного збирали вручну з приземних гілок або із впалих дерев та гілок. Зразки деревини відбирали з впалих дерев або великих скелетних гілок діаметром понад 10 см. Висушені зразки фітомаси та лісової підстилки озолювали протягом 12 год при 450°C з поступовим підвищенням температури на 100°C/год. Отриману наважку золи масою 1 г кип'ятили у 15 мл 4 н HNO₃ протягом 30 хв. Після охолодження розчин фільтрували через паперовий фільтр «біла стрічка» та доводили дистильованою водою до об'єму 10 мл.

Визначення концентрації Cu, Ni та Cd проводили на базі ННЦ «Інститут біології та медицини» за допомогою атомно-адсорбційного спектрофотометра С115-М1 (SELMІ, Україна) з полум'ям ацетилен-повітря та дейтерієвим коректором фону на комп'ютерно-аналітичному комплексі КАС-101. Зразки 2020-2021 рр. було проаналізовано методом оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою іCAP 6000 ICP Spectrometer (Thermo Fisher Scientific Corporation, USA) в Інституті ботаніки Ганноверського університету імені Готфріда Вільгельма Лейбніца (Turcios et al., 2021). Концентрацію важких металів у твердих зразках (грунт, підстилка, рослинний матеріал) розраховували у мг/кг маси сухої речовини, у воді атмосферних опадів – у мкг/л, ґрунтових водах – у мг/л.

Середні величини представляли як середнє арифметичне (\bar{x}), їх мінливість оцінювали як стандартне відхилення (середнє квадратичне відхилення, SD). Нормальність розподілу даних встановлювали за допомогою критерію *Shapiro – Wilk's W-test* як найбільш чутливого згідно М. Conti et al. (2005). Оскільки більшість вимірів була обмеженою за кількістю (3-5 вимірів), то для порівняння середніх вибірових величин застосовували непараметричний *Mann-Whitney U-test* та *one-way ANOVA Kruskal–Wallis test* з рівнем значимості $p < 0,05$ як найбільш потужні для малих вибірок згідно та *Guidance for Comparing Background and Chemical Concentrations in Soil for CERCLA Sites* (2002).

Динаміка вмісту важких металів у абіотичних компонентах лісових екосистем грабових дібров

Аналіз розподілу концентрації важких металів у генетичних шарах ґрунту показав, що концентрація Cu та Cd в НПП «Голосіївський» була у 1,3-5,5 раза вищою, ніж у ґрунті Канівського природного заповідника (табл. 2).

Таблиця 2

Концентрація та запаси важких металів в генетичних горизонтах ґрунту екосистем грабових дібров

Генетичний горизонт	Cu		Ni		Cd	
	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>
НПП «Голосіївський»						
Концентрація, мг/кг						
A1, 0-5 см	9,53	4,05	11,2	1,1	0,20	0,03
A2, 5-20 см	6,74	1,74	9,6	3,3	0,22	0,02
Запаси, кг/м ²						
A1, 0-5 см	0,57	0,24	0,67	0,06	0,012	0,002
A2, 5-20 см	1,52	0,39	2,16	0,73	0,050	0,026
Канівський природний заповідник						
Концентрація, мг/кг						
A1, 0-5 см	6,89	3,43	8,3	2,1	0,10	0,01
A2, 5-20 см	3,15	0,21	10,5	3,9	0,04	0,01
Запаси, кг/м ²						
A1, 0-5 см	0,41	0,21	0,50	0,13	0,006	0,001
A2, 5-20 см	0,71	0,05	2,36	0,88	0,009	0,003

Найбільш суттєві відмінності були встановлені для концентрації Cd, вміст якого у генетичних горизонтах грабової діброви НПП «Голосіївський» у 2,0 – 5,5 раза перевищував величину концентрації у ґрунтах Канівського природного заповідника, які відповідали діапазонам 0,20-0,22 мг/кг та 0,04-0,10 мг/кг відповідно. Причому концентрація в гумусовому горизонті ґрунту екосистеми Канівського природного заповідника була у 2,5 раза вищою, ніж в елювіальному, що може свідчити про нижчу вертикальну рухливість даного хімічного елементу у порівнянні з умовами екосистеми НПП «Голосіївський».

Для оцінки запасів важких металів у ґрунті проведено розрахунок маси генетичних горизонтів ґрунту модельних екосистем грабових дібров обраних природно-заповідних територій. Відомо, що об'ємна маса сірого лісового

грунту знаходиться в інтервалі від 1,15-1,20 г/см³ до 1,50-1,54 г/см³ (Драган, та Любич, 2012). Враховуючи, що верхній гумусовий шар ґрунту 0-5 см є збагаченим на органічні речовини та характеризується високою розпушеністю, його об'ємну масу було прийнято за 1,20 г/см³. Елювіальний шар ґрунту на глибині до 5-20 см характеризується більшою ущільненістю, тому його об'ємну масу прийняли за 1,50 г/см³. Відповідно маса гумусового шару ґрунту в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я приймали рівною 60 кг/м². Масу елювіального шару 5-20 см – 225 кг/м².

Порівняння досліджених екосистем показало, що середня концентрація Cu та Cd у ґрунтових водах грабової діброви НПП «Голосіївський» була вищою у 1,9-2,5 рази. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» максимальна концентрація металів у ґрунтових водах була характерна для червня-серпня 2021 р. (табл. 3).

Таблиця 3

Концентрація важких металів (мг/л) у лізіметричних водах
екосистем грабових дібров

Дата відбору	Об'єм, л	Cu		Cd		Ni	
		\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>
НПП «Голосіївський»							
02.2021	0,586	3,80	0,45	0,17	0,02	0,35	0,04
05.2021	0,245	4,35	0,32	0,19	0,02	1,83	0,22
06.2021	0,130	1,23	0,12	0,09	0,01	2,08	0,25
07.2021	0,127	8,39	0,65	0,10	0,01	4,81	0,59
08.2021	0,144	3,98	0,22	0,41	0,05	0,07	0,01
12.2021	0,120	4,45	0,81	0,18	0,02	1,73	0,21
Середнє		4,35	0,43	0,19	0,02	1,83	0,22
Канівський природний заповідник							
07.2022	0,412	0,99	0,12	0,11	0,01	0,26	0,03
09.2022	1,05	1,89	0,23	0,06	0,01	1,50	0,18
11.2022	0,53	2,26	0,28	0,13	0,02	2,83	0,35
12.2022	0,495	2,19	0,27	0,16	0,02	2,28	0,28
05.2023	0,44	1,22	0,15	0,07	0,01	1,84	0,22
Середнє		1,71	0,21	0,10	0,01	1,74	0,21

Причому сезонне підвищення концентрації окремих металів відбувалося неодноразово. У липні високі концентрації спостерігали для Cu та Ni –

8,39±0,65 мг/л та 4,81±0,59 мг/л відповідно. Максимум концентрації Cd виявлено у серпні – 0,41±0,05 мг/л. Це може бути пов'язано зі змінами хімічного складу ґрунтових розчинів, оскільки показано, що концентрації Cu у лізиметричних водах корелює з вмістом розчиненої органічної речовини (Kabala et al., 2014). В умовах екосистеми Канівського природного заповідника максимальні концентрації важких металів у ґрунтових водах були характерні для листопада-грудня 2022 р. Інші дослідники також реєстрували підвищення концентрації Cd і Ni у ґрунтових водах в кінці літа або восени, що пов'язано з вимиванням металів зі свіжого листяного опаду (Fernandez et al., 1995).

Лізиметричний аналіз ґрунтових вод дозволив оцінити величину потоків вертикальної міграції важких металів до елювіального горизонту ґрунту досліджених екосистем (табл. 4).

Таблиця 4

Величина потоків вертикальної міграції важких металів ($\text{г}\times\text{га}^{-1}$) у ґрунтових водах екосистем грабових дібров

Дата відбору	Cu		Cd		Ni	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
НПП «Голосіївський»						
02.2021	22,3	2,6	1,00	0,12	2,05	0,25
05.2021	10,7	0,8	0,47	0,06	4,48	0,55
06.2021	1,6	0,2	0,12	0,01	2,70	0,33
07.2021	10,7	0,8	0,13	0,02	6,11	0,75
08.2021	5,7	0,3	0,59	0,07	0,10	0,01
12.2021	5,2	1,0	0,23	0,03	2,19	0,27
Річний ґрунтовий стік, $\text{г}\times\text{га}^{-1}\times\text{рік}^{-1}$	56,1	5,7	2,55	0,31	17,63	1,90
Канівський природний заповідник						
07.2022	4,1	0,5	0,44	0,05	1,1	0,1
09.2022	19,8	2,4	0,59	0,07	15,7	1,9
11.2022	12,0	1,5	0,71	0,09	15,0	1,8
12.2022	10,9	1,3	0,80	0,10	11,3	1,4
05.2023	5,4	0,7	0,30	0,04	8,1	1,0
Річний ґрунтовий стік, $\text{г}\times\text{га}^{-1}\times\text{рік}^{-1}$	52,1	6,4	2,83	0,35	51,14	6,24

Встановлено, що за обсягами вимивання Cu, та Cd з верхніх горизонтів ґрунту досліджені екосистеми грабових дібров суттєво не відрізнялися. Це

може свідчити про загальні регіональні особливості процесів міграції цих важких металів у сірих лісових ґрунтах лісових екосистем Середнього Придніпров'я. Водночас міграція Ni з ґрунтовим стоком значно відрізнялася, потік якого до елювіального горизонту в умовах екосистеми Канівського природного заповідника протягом року склав $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 2,9 раза є вищим, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», де він складав $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Подібні величини було описано для ґрунтів в районі мідеплавильного заводу м.Легниця (Польща). Зокрема показано, що річний потік вимивання Cu становив $640\text{-}950 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{га}^{-1}$, що, як зазначають автори, на порядок перевищує величини, характерні для незабруднених територій (Kabala et al., 2014).

Вологе осадження з атмосферними опадами є основним шляхом надходження важких металів до наземних екосистем, що перевищує величину потоків сухого осадження (Hůnová et al., 2022). При цьому саме транскордонне перенесення атмосферних мас та вологе осадження визначає надходження, накопичення та міграцію більшості хімічних елементів у європейських лісових екосистемах визнано саме вологе осадження з атмосферними опадами (Connan et al., 2013).

Концентрація Cu та Cd у воді атмосферних опадів на території НПП «Голосіївський» значно перевищувала величини, характерні для Канівського природного заповідника. Найбільш суттєві відмінності були характерні для Cu, середня концентрація якого в НПП «Голосіївський» становила $9,8 \pm 2,1$ мкг/л, що є у 2,3 раза більше, ніж середня концентрація в умовах Канівського природного заповідника – $4,2 \pm 1,2$ мкг/л. Концентрація Cd була вищою у 1,4-1,7 рази для НПП «Голосіївський» та становила $0,41 \pm 0,12$ мкг/л відповідно. Для екосистеми Канівського природного заповідника концентрація Cd дорівнювала $0,30 \pm 0,04$ мкг/л. Визначена середня концентрація Cd у досліджених екосистемах відповідала діапазону концентрацій для фонових територій Франції, що становила для Cd – 0,03-0,2 мкг/л, (Connan et al., 2013). Середня концентрація Ni у воді атмосферних опадів досліджених екосистем статистично

значимо не відрізнялася та становила $4,5 \pm 0,9$ мкг/л для екосистеми НПП «Голосіївський» та $4,1 \pm 0,4$ мкг/л для екосистеми Канівського природного заповідника (*Mann–Whitney*, $p = 0,684$). Встановлений діапазон чітко відповідав середній концентрації Ni в атмосферних опадах фонових регіонів Франції, що становила $4,4 \pm 3,8$ мкг/л (Connan et al., 2013).

Для всіх проаналізованих важких металів обсяги їх надходження з атмосферними опадами до обох досліджених лісових екосистем показали близькі величини. Порівняння отриманих величин потоків вологого осадження важких металів з опублікованими даними інших авторів виявило суттєві відмінності для різних регіонів Європи. Зокрема, загальне річне надходження Cu з атмосфери для екосистеми НПП «Голосіївський» становить $49,4 \pm 8,0$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$, для Канівського природного заповідника – $42,2 \pm 7,9$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$. Водночас для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) ця величина оцінена лише у $3,21$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ (Connan et al., 2013). Загальне річне надходження Cd до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $2,19 \pm 0,41$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $2,69 \pm 0,17$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$. Для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) ця величина оцінена лише у $0,08$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ (Connan et al., 2013), для фонових регіонів сільської місцевості Франції – $0,46$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ (Deboudt et al., 2004). Середньоевропейські показники вологого осадження Cd з атмосфери оцінено у $0,35$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ (Six, & Smolders, 2014). Водночас для екосистеми грабово-дубової діброви в околицях Кракова (Польща) ця величина оцінена у $3,3$ - $4,0$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ для відділених ділянок, та $4,5$ - $7,1$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ для передмістя (Sawicka-Karusta et. al., 2003).

Загальне річне надходження Ni до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $29,1 \pm 4,1$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $38,75 \pm 4,09$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$. Для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) ця величина оцінена лише у $3,2$ г \times га $^{-1}$ \times рік $^{-1}$ (Connan et al., 2013).

Таким чином, на обсяги вологого осадження металів з атмосферними опадами в масштабах великих лісових масивів більший вплив має регіональне

(а можливо й глобальне) перенесення забруднювачів з атмосферними масами, ніж локальні викиди з окремих джерел забруднення повітря, що розташовані у безпосередній близькості до лісової екосистеми. Відомо, що деревні насадження ефективно затримують та осаджують з атмосфери тверді частки та аерозолі, що зумовлює різке зниження їх концентрації в масштабах сотень метрів (Maksimtsev et al., 2021). Обрані модельні екосистеми, в тому числі модельний виділ грабової діброви НПП «Голосіївський», є віддаленими від потужних організованих джерел забруднення атмосферного повітря. Крім того, показано, що концентрація важких металів, зокрема Cd у ґрунті, з віддаленням від точкового джерела забруднення атмосферного повітря зменшується нелінійно. Тому для розподілу важких металів є характерною складна плямиста просторова структура розподілу при осадженні з атмосферного повітря (Šichorová et al., 2004).

Таким чином, незважаючи на порівняно низькі концентрації важких металів у складі атмосферних опадів визначених лісових екосистем Середнього Придніпров'я, річні обсяги потоків важких металів показали значне перевищення у порівнянні з величинами, характерними для фонових територій Європи. Це підтверджує загальний негативний стан забруднення атмосферного повітря в Україні в цілому (Malarvizhi et al., 2023). Відсутність суттєвих відмінностей обох досліджених екосистем за обсягами вологого осадження важких металів пояснюється регіональним атмосферним перенесенням забруднювачів, коли навіть заповідні території піддаються забрудненню техногенними викидами, що може призводити до їх деградації, що необхідно враховувати при проведенні природоохоронних заходів.

Динаміка вмісту важких металів у фітомасі лісових екосистем грабових дібров

Як і очікувалося, концентрація Cu, Cd та Ni у листі граба звичайного в умовах НПП «Голосіївський» були суттєво вищими, ніж у Канівському природному заповіднику (табл. 5). Порівняльний аналіз сезонної динаміки

концентрації важких металів у листяній фітомасі граба звичайного протягом вегетаційного періоду для Cu та Cd не виявив суттєвих відмінностей. Водночас за накопиченням Ni дані лісові екосистеми суттєво відрізнялися, що може свідчити як про різноманіття джерел надходження цих металів до екосистем, так і відмінності у функціонуванні їх біогеохімічних систем.

Таблиця 5

Концентрація важких металів (мг/кг) у фітомасі листя грабу в умовах лісових екосистем грабових дібров

Місяць	Cu		Cd		Ni	
	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>
НПП «Голосіївський»						
2021						
May	26,80	0,51	0,43	0,06	29,63	2,96
Jun.	23,00	0,85	0,49	0,05	31,72	3,69
Jul.	23,12	0,68	0,33	0,03	30,82	3,39
Aug.	24,43	0,60	0,30	0,05	28,83	1,52
Sept.	25,17	0,94	0,24	0,04	26,46	3,27
Oct.	25,25	0,82	0,28	0,04	21,32	2,28
Канівський природний заповідник						
2021						
May	7,12	0,34	0,17	0,03	3,47	0,42
Jun.	2,82	0,50	0,19	0,02	2,55	0,31
Jul.	3,79	0,58	0,15	0,04	2,77	0,17
Aug.	3,57	0,52	0,02	0,01	2,88	0,46
Sept.	4,46	0,94	0,04	0,01	3,18	0,41
Oct.	6,13	0,41	0,06	0,03	3,45	0,39
2022						
May	6,26	0,24	0,21	0,04	3,68	0,23
Jun.	3,41	0,16	0,19	0,04	2,99	0,21
Jul.	4,34	0,12	0,20	0,03	3,09	0,15
Aug.	3,64	0,33	0,08	0,03	3,41	0,27
Sept.	3,94	0,63	0,08	0,03	3,69	0,69
Oct.	4,58	0,64	0,07	0,04	3,67	0,37

Встановлено підвищене накопичення Cu, Cd та Ni у молодому листі граба звичайного, що свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання рослинами. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів внаслідок росту біомаси листя та «тканинного розведення» початкової кількості накопиченого металу. Водночас на початок вегетаційного сезону у молодому листі граба звичайного в умовах обох лісових екосистем

концентрація Pb є найменшою, що протягом вегетаційного сезону показує зростання в результаті активного накопичення металу з атмосферних опадів та досягає максимуму в осінній період під час опадання листя. Також зафіксовано додаткове надходження з атмосфери до листяної фітомаси граба звичайного Cu в обох лісових екосистемах, Ni – в умовах Канівського природного заповідника.

В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у складі опалого листя всі важкі метали, характеризувалися більшими обсягами надходження, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільш суттєві відмінності були виявлені для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду у заповіднику суттєво менше надходить Cu та Cd, що для НПП «Голосіївський» становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, а для Канівського природного заповідника – $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м².

Аналіз динаміки концентрації важких металів у деревині граба звичайного показав відсутність статистично значущих відмінностей протягом року, що свідчить про стабільність хімічного складу ксилеми. Тому для оцінки запасів металів, накопичених у фітомасі деревини, було використано їх середньорічні величини концентрації. Порівняння досліджених лісових екосистем за рівнями накопичення важких металів у деревині граба звичайного показало, що в умовах НПП «Голосіївський» концентрація всіх металів була у 1,9-5,6 раза вищою, ніж у деревині граба звичайного екосистеми Канівського природного заповідника. Найменші відмінності були характерні за концентрацією Cu, рівень накопичення якої у деревині граба з НПП «Голосіївський» становив $2,3 \pm 0,5$ мг/кг проти $1,2 \pm 0,3$ мг/кг у Канівському природному заповіднику, що є вищим у 1,9 раза. Перевищення в НПП «Голосіївський» за концентраціями інших металів становило у 2,2-3,0 рази.

Порівняння рівнів накопичення важких металів у деревині стовбурів та фітомасі листя граба звичайного виявило суттєві відмінності між дослідженими

лісовими екосистемами. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» листя граба звичайного містило у 8-12 разів вищу концентрацію Ni, ніж у деревині, яка становила 21,3-31,7 мг/кг у біомасі листя та $2,6 \pm 0,3$ мг/кг у деревині, що може свідчити про транслокацію та активне накопичення металу у листі. Також концентрація Cu у листі граба звичайного була вищою у 10-11 разів та становила 23,1-26,8 мг/кг проти $2,3 \pm 0,5$ мг/кг у деревині. Концентрація Cd листі граба також виявилася вище у 4-7 разів, ніж рівні накопичення у деревині.

Для оцінки запасів накопичених металів у деревній фітомасі було умовно прийнято, що їх концентрація суттєво не відрізняється у складі деревини стовбурів, гілок та коріння (частину зразків деревини було отримано з великих скелетних гілок). Для екосистеми НПП «Голосіївський» встановлено, що у деревині граба звичайного було зосереджено високі запаси Ni, кількість якого оцінюються у 1120 ± 115 г/га. Запаси Cu становили 986 ± 196 г/га. Найменші обсяги накопичення у деревині були характерні для Cd, кількість якого складала 28 ± 2 г/га. В екосистемі Канівського природного заповідника деревина граба звичайного містила суттєво нижчі обсяги запасів важких металів: Ni – 347 ± 24 г/га; Cu – 394 ± 117 г/га; Cd – $10,1 \pm 2,2$ г/га.

Протягом вегетаційного сезону річний приріст біомаси грабової діброви в умовах НПП «Голосіївський» оцінено у 2,76 т/га. В умовах Канівського природного заповідника грабова діброва, у зв'язку з належністю до II класу бонітету, характеризувалася суттєво нижчим річним приростом, що становив 1,06 т/га. Відповідно, щорічний приріст запасів важких металів, накопичених у деревній фітомасі грабової діброви для Канівського природного заповідника є суттєво нижчим у 5-15 разів. Найбільші відмінності річних темпів накопичення були характерні для Ni, щорічний приріст запасу якого у деревині в умовах НПП «Голосіївський» становив $7,3 \pm 0,7$ г/га, в умовах Канівського природного заповідника – $0,9 \pm 0,07$ г/га.

Порівняння динаміки формування та розкладання лісової підстилки грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника виявила суттєві відмінності за продуктивністю даних екосистем. Попри те, що

обидві екосистеми розташовані на територіях природно-заповідного фонду та характеризуються подібним складом та бонітетом головних лісоутворюючих порід, обсяги утвореної підстилки, які відображають продуктивність екосистем, значно відрізняються. В умовах екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» з вересня по листопад обсяг лісової підстилки зростає з $0,607 \pm 0,055$ кг/м² до $0,920 \pm 0,070$ кг/м². Протягом зимового періоду загальні обсяги лісової підстилки суттєво не змінюються і в лютому становили $0,840 \pm 0,070$ кг/м² (зменшення на 8,7 %). Починаючи з лютого по травень запаси підстилки щомісяця зменшувалися на 6-7%. З травня по червень відбувається стрімке скорочення загального обсягу підстилки на 30%. В результаті маса підстилки досягає мінімальних показників у $0,269 \pm 0,060$ кг/м², або 54% від початкової кількості станом листопад. Після чого з липня розпочинається етап формування нової лісової підстилки.

У грабовій діброві Канівського природного заповідника виражений початок накопичення листяного опаду був характерний у вересні та продовжувався по листопад. В результаті обсяги лісової підстилки зросли з $0,601 \pm 0,104$ кг/м² у серпні, до $1,620 \pm 0,050$ кг/м² у листопаді (у 2,7 раза). Надалі протягом грудня-лютого запаси підстилки поступово скорочувалися: грудень – на 2%, січень – на 8%, лютий – на 21% від маси підстилки попереднього місяця. У березні-травні інтенсивність деструкції значно зросла, коли скорочення запасів підстилки у березні становило 18%, квітні – 2%, травні – 23% від маси підстилки попереднього місяця. У червні-липні загальна маса лісової підстилки у Канівському природному заповіднику різко скоротилася у 1,5 раза та досягла мінімальних протягом сезону значень – $0,77-0,79$ кг/м², (зменшення 52% від початкової кількості підстилки станом на листопад). Початок формування нової річної підстилки було зафіксовано у серпні, коли її маса зросла з $0,794 \pm 0,102$ кг/м² до $1,027 \pm 0,145$ кг/м².

Для порівняння швидкості розпаду підстилки у лісових екосистемах за окремими роками використовували коефіцієнт інтенсивності розпаду k (Olson, 1963). Встановлено, що у 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. в умовах НПП

«Голосіївський» швидкість розпаду підстилки у розрахунку на сезон (212 – 273 дні) величини коефіцієнта розпаду k становили 0,57-0,74 кг/сезон відповідно. Швидкість розпаду підстилки в умовах Канівського природного заповідника у розрахунку на сезон (210-240 днів) величина коефіцієнта розпаду k становила 0,90-1,08 кг/сезон, що свідчить у 1,5 раза інтенсивніші процеси розкладання підстилки, ніж характерні для грабової діброви НПП «Голосіївський».

Концентрація Cu у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 8,28-24,77 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 6-7 раз меншою – 1,15-4,29 мг/кг. За даними інших досліджень у лісі в м. Неполоміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці було виявлено концентрацію Cu у діапазоні 17,0-21,5 мг/кг (Rožen et al., 2004). Водночас в умовах НПП «Aggtelek» (Угорщина) у підстилці грабової діброви концентрація Cu становила 5,38-6,64 мг/кг (Kaszala et al., 2003). У лісових масивах з околиць Кракова концентрація Cu у грабово-дубовій підстилці (з домінуванням граба звичайного) становила лише 7,5-8,9 мг/кг (Sawicka-Karusta et al., 2003). Таким чином в умовах екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» концентрація Cu у підстилці суттєво перевищує величини, характерні для незабруднених лісових екосистем Європи. Водночас підстилка екосистеми Канівського природного заповідника відповідає описаним в науковій літературі діапазонам.

Концентрація Ni у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 5,7-17,6 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 4,2-5,4 раза меншою – 1,3-3,2 мг/кг.

Концентрація Cd у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 0,17-0,51 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 1,4-2,0 раз меншою – 0,12-0,25 мг/кг. За даними інших дослідників у лісовому масиві на

околицях м. Неполоміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці концентрація Cd становила 2,24 мг/кг (Rožen et al., 2004). У лісових масивах з околиць м. Краків (Польща) концентрація Cd у грабово-дубовій підстилці становила лише 0,70-1,14 мг/кг (Sawicka-Karusta et al., 2003). Близькі величини концентрації Cd були повідомлені Laskowski et al., 1995 для відносно забрудненого лісового масиву в околицях м. Краків (Польща) – 0,82-3,06 мг/кг та відносно незабрудненого лісового масиву на околицях м. Неполоміце (Польща) – 0,46-1,98 мг/кг. Таким чином підстилка досліджених нами лісових екосистем характеризувалася нижчим або близькими величинам концентрації Cd до описаних в науковій літературі для незабруднених та малозабруднених лісових екосистем Європи.

Оцінка потоків важких металів у біогеохімічній системі грабових дібров

Для оцінки потоків важких металів в модельних екосистемах було обрано період тривалістю 13 місяців для якого є наявними повний набір даних по запасах металів у лісовій підстилці, обсягам надходження металів з атмосферними опадами, лізиметричним вимірам та оцінкам маси опалого листя у складі лісової підстилки. Для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» оцінка функціонування біогеохімічних циклів важких металів була проведена для періоду з січня 2021 р. по січень 2022 р. Для екосистеми Канівського природного заповідника таким періодом було встановлено період з червня 2022 р. по липень 2023 р.

Протягом року з січня 2021 р. по січень 2022 р. сумарне накопичення Cu у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» було визначено на рівні $187 \pm 30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 6).

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cu у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Cu, г×га ⁻¹		Накопичення підстилкою/вивільнення з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Cu (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Cu з листяним опадом, г×га ⁻¹		Надходження Cu з атмосферним і опадами, г×га ⁻¹		Грунтови й стік Cu, г×га ⁻¹	
	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>
01.2021	179,2	23,7	-	-	5,1	1,0	-	-	-	-	-	-
02.2021	125,8	23,0	-53,4	11,7	0,4	0,1	-	-	5,1	1,0	22,3	2,7
03.2021	103,6	18,7	-22,2	10,4	2,7	0,8	-	-	0,4	0,1	-	-
04.2021	112,3	36,0	8,7	6,8	6,4	1,1	-	-	2,7	0,8	-	-
05.2021	98,0	13,8	-14,3	9,9	3,5	1,3	-	-	6,4	1,1	10,7	0,8
06.2021	68,7	10,0	-29,3	5,9	11,8	2,8	-	-	3,5	1,3	1,6	0,2
07.2021	35,6	2,8	-33,1	6,4	35,8	1,7	-	-	11,8	2,8	10,7	0,8
08.2021	59,7	8,3	24,0	5,6	14,7	1,3	26,9	0,7	8,9	1,0	5,7	0,3
09.2021	162,5	9,6	102,8	8,9	32,8	1,1	10,1	0,4	4,6	0,9	-	-
10.2021	213,6	8,0	51,1	8,8	7,8	0,7	32,8	1,1	-	-	-	-
11.2021	149,2	25,1	-64,4	16,5	8,0	0,4	2,5	0,1	5,3	0,7	-	-
12.2021	118,2	24,8	-31,0	12,5	0,3	0,1	7,6	0,2	0,4	0,1	5,2	1,0
01.2022	117,0	27,6	-1,3	1,0	5,1	1,0	-	-	0,3	0,1	-	-
Загальне накопичення г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			186,7	30,1	129,2	10,4	79,9	2,4	49,4	8,0	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			-	248,9	74,5	-	-	-	-	-	56,1	5,7
Накопичення Cu у річному прирості деревини, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			6,4	1,3								
Запаси Cu у деревній фітомасі, г/га			9860	196								
Запаси Cu у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			5721	2432								
Запаси Cu у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			1517	3922								

Оцінка сумарного надходження Cu до екосистеми НПП «Голосіївський» у складі листяного опаду та з атмосферними опадами становила 129 ± 10 г×га⁻¹×рік⁻¹. З них 62% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя (80 ± 2 г×га⁻¹×рік⁻¹) та 38% на вологе осадження у складі

атмосферних опадів ($49 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Різниця між величиною накопичення Cu у підстилці та обсягами надходження металу з листяним опадом та атмосферними опадами є ознакою незбалансованості біогеохімічної системи Cu грабової діброви НПП «Голосіївський».

Сумарні річні втрати Cu підстилкою становили $249 \pm 75 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Відповідно втрати металу лісовою підстилкою переважали над його надходженням ($187 \pm 30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та складали $62 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. При цьому втрати Cu екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік дорівнювали $56 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Накопичення Cu у деревній фітомасі протягом року становило $6,4 \pm 1,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, сума ґрунтового стоку Cu та його накопичення у деревній фітомасі становить $62,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає обсягам втрат даного металу підстилкою. Відповідно кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовым стоком та накопиченням у річному прирості деревини, що свідчить про наявність ознак накопичення даного хімічного елемента в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський».

Протягом року сумарне накопичення Cu у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становило $36 \pm 15 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7). При цьому сумарне надходження Cu з опалим листям та атмосферними опадами оцінено у $58 \pm 11 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З яких 73% припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($42 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 27% – на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($15 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Слід зазначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми подібної величини кількості металу – $49 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (див. табл. 6).

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cu у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Cu, г×га ⁻¹		Накопичення підстилкою/ вивільнення з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Cu (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Cu з листяним опадом, г×га ⁻¹		Надходження Cu з атмосферними опадами, г×га ⁻¹		Ґрунтовий стік Cu, г×га ⁻¹	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	16,9	1,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	18,3	0,45	1,4	0,78	4,9	2,46	0,5	0,01	4,4	2,44	4,1	0,5
08.2022	22,7	0,51	4,4	0,48	3,0	0,62	1,1	0,10	1,9	0,52	-	-
09.2022	35,8	1,69	13,0	1,10	5,9	2,79	2,6	1,60	3,3	1,19	19,8	2,4
10.2022	36,2	3,54	0,4	2,61	7,5	1,14	5,4	0,76	2,0	0,38		
11.2022	46,3	4,75	10,2	4,14	10,3	2,29	3,8	0,53	6,5	1,76	12,0	1,5
12.2022	38,3	0,00	-8,1	2,37	7,8	1,22	2,3	0,32	5,5	0,90	10,9	1,3
01.2023	29,0	0,00	-9,3	0,00	1,0	-	-	-	1,0	0,68	-	-
02.2023	20,7	0,00	-8,3	0,00	1,7	-	-	-	1,7	0,68	-	-
03.2023	20,1	1,88	-0,6	0,94	0,1	-	-	-	0,1	0,03	-	-
04.2023	23,9	1,52	3,8	1,70	1,1	-	-	-	1,1	0,35	-	-
05.2023	17,7	0,36	-6,2	0,94	5,8	-	-	-	5,8	1,07	5,4	0,7
06.2023	18,2	1,96	0,5	1,16	4,9	-	-	-	4,9	0,79	-	-
07.2023	20,7	3,40	2,6	2,68	4,2	-	-	-	4,2	1,16	-	-
Загальне накопичення г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			36,2	14,7	58,0	10,5	15,8	3,3	42,2	7,9	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			-32,4	4,3	-	-	-	-	-	-	52,1	6,4
Накопичення Cu у річному прирості деревини, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			1,3	0,3								
Запаси Cu у деревній фітомасі, г/га			480	117								
Запаси Cu у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			4132	2056								
Запаси Cu у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			7083	468								

Можна бачити, що кількість накопиченої Cu підстилкою грабової діброви заповідника є у 1,6 раза меншою, ніж кількість металу, що надійшла у складі атмосферних опадів та листяного опаду. Відсутність накопичення Cu підстилкою можна пояснити активним вимиванням металу з підстилки та

грунту, оскільки сумарні втрати металу з ґрунтовим стоком становлять $52 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає величині загального надходження металу до екосистеми – $58 \pm 11 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Швидкі втрати Cu, можна пояснити вимиванням його лабільної водорозчинної фракції.

Оцінка загальних втрат Cu підстилкою за рік дає величину $32 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється від показників сумарного накопичення металу у підстилці за цей період – $36 \pm 15 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (*Mann–Whitney*, $p = 0,422$). Таким чином, можна вважати, що біогеохімічна система Cu лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника відповідає збалансованому стану, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважені процесами його вивільнення. При цьому втрати Cu екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $52,1 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає оцінкам величини потоку в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» – $56 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Накопичення Cu у деревній фітомасі за рік становило $1,3 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, сума ґрунтового стоку Cu та її накопичення у деревній фітомасі становить $53,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає обсягам надходження даного металу до лісової екосистеми. Балансовий розрахунок показує, що біогеохімічний цикл Cu грабової діброви НПП «Голосіївський» є збалансованим, а кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовим стоком та накопиченням у річному прирості деревини.

Таким чином, основним шляхом надходження Cu до лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» виступає листяний опад, що забезпечує 62% накопичення Cu у її складі. В екосистемі Канівського природного заповідника основним шляхом надходження Cu є вологе осадження з атмосферними опадами, що забезпечує 73% надходження металу (рис. 1). Кількість металу, що протягом року надходить до досліджених екосистем в ході вологого осадження, дає близькі величини та становить $49 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для екосистеми НПП «Голосіївський» та $42 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для Канівського природного заповідника. Запаси металу у листяній фітомасі граба звичайного визначаються

процесами кореневого поглинання металу з ґрунту під час формування молодого листя, що більш активно протікає в екосистемі НПП «Голосіївський». Основним шляхом втрат Cu екосистемами грабових дібров є вертикальна ґрунтова міграція з подальшим вимиванням металу до ґрунтових вод, ймовірно, з подальшим поглинанням кореневою системою та накопиченням у фітомасі, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» не компенсує сумарного надходження Cu в процесі вологого осадження з атмосферними опадами.

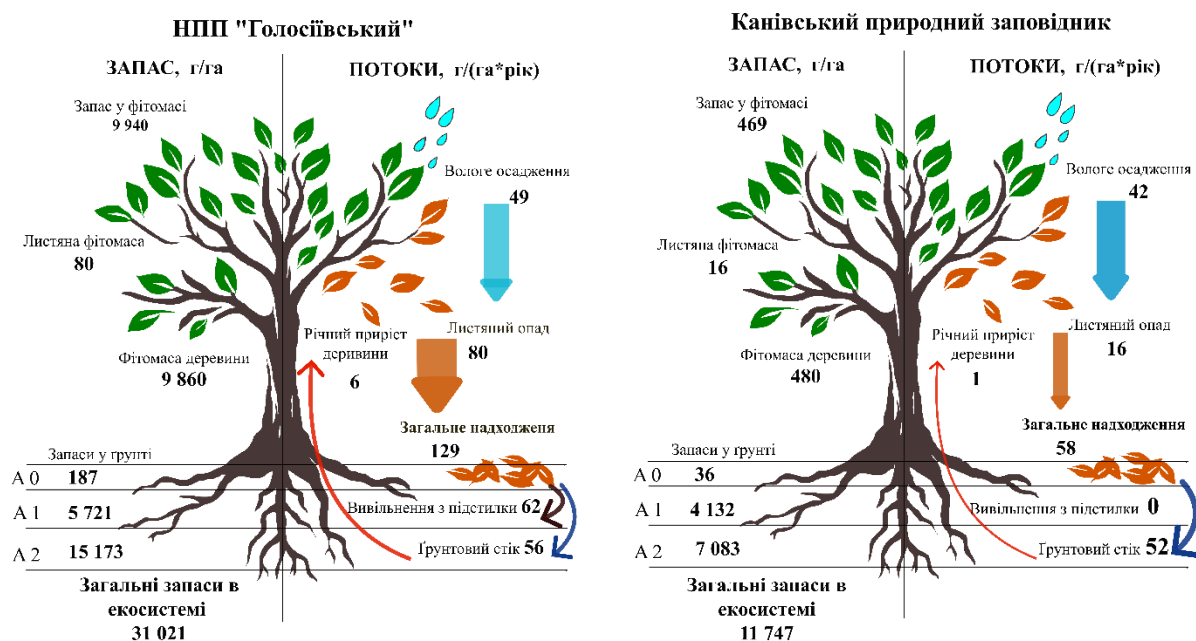


Рис. 1. Біогеохімічний цикл Cu в екосистемах грабових дібров

Незважаючи на близькі величини надходження Cu з атмосферними опадами, досліджені екосистеми грабових дібров суттєво відрізняються за обсягами запасу металу у фітомасі та ґрунті. У фітомасі грабового деревостану екосистеми НПП «Голосіївський» зосереджено 9,9 кг/га Cu, що у 21 раз більше, ніж в екосистемі Канівського природного заповідника, для якого ця величина становить 0,47 кг/га. Кількість накопиченого металу у лісовій підстилці грабової діброви відрізняється у 5 разів та для НПП «Голосіївський» становить 187 г/га, для Канівського природного заповідника – 36 г/га. Водночас відмінності у запасах Cu у ґрунтових горизонтах даних екосистем відрізняються несуттєво: кількість металу у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» була вищою у 1,4 раза, в елювіальному – у 2 рази. Таким

чином, особливості біогеохімічного циклу Cu в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» свідчить про хронічне накопичення даного хімічного елементу в екосистемі. Причому основна частина циклу міграції проходить в межах системи «грунт-рослина». В умовах екосистеми Канівського природного заповідника біологічний компонент біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-грунт».

Протягом року сумарне накопичення Ni у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» становило $115 \pm 17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає розрахунковій величині сумарного надходження металу до екосистеми НПП «Голосіївський» у складі листяного опаду та його вологого осадження з атмосфери – $108 \pm 10 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 8).

При цьому основний внесок у надходження Ni створював листяний опад, який в ході формування нової річної підстилки протягом листопада-грудня 2021 р. забезпечив надходження 73% від загальної кількості металу. На надходження у складі атмосферних опадів припадало 27% від загального обсягу металу – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Загальні річні втрати Ni підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року склали $177 \pm 27 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 1,5 раза більше, ніж кількість накопиченого металу ($115 \pm 17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Таким чином величина незбалансованості накопичення та вивільнення Ni з лісової підстилки НПП «Голосіївський» становить $62 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. При цьому втрати Ni екосистемою НПП «Голосіївський» з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили лише $18 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що означає відсутність активного виносу металу з екосистеми грабової діброви. Оцінка величини накопичення Ni у річному прирості виявила значні обсяги акумульованого металу, що щорічно виводиться з активного колообігу екосистеми та фіксується у деревній фітомасі граба звичайного, що становить $7 \pm 1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Баланс обсягів надходження та вивільнення Ni у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Ni, г×га ⁻¹		Накопичення Ni підстилкою/ вивільнення з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Ni (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Ni з листяним опадам, г×га ⁻¹		Надходження Ni з атмосферними опадами, г×га ⁻¹		Грунтовий стік Ni, г×га ⁻¹	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	164,0	6,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	147,4	14,3	-16,7	10,4	6,5	-	-	-	6,5	0,8	2,1	0,3
03.2021	140,2	16,2	-7,1	15,3	0,5	-	-	-	0,5	0,1	-	-
04.2021	139,3	10,5	-0,9	13,4	0,6	-	-	-	0,6	0,1	-	-
05.2021	118,5	7,9	-20,8	9,2	9,8	-	-	-	9,8	1,0	4,5	0,6
06.2021	64,4	1,9	-54,1	4,9	1,8	0,5	-	-	1,8	0,6	2,7	0,3
07.2021	25,3	0,2	-39,1	1,1	2,3	0,8	-	-	2,3	0,8	6,1	0,8
08.2021	58,8	0,9	33,4	0,5	34,7	2,2	31,7	1,7	2,9	0,5	0,1	0,01
09.2021	58,8	3,0	0,1	2,0	11,1	1,4	10,6	1,3	0,6	0,1	-	-
10.2021	87,2	1,3	28,4	2,1	27,7	3,0	27,7	3,0	-	-	-	-
11.2021	107,0	5,9	19,7	3,6	3,5	0,7	2,1	0,2	1,4	0,5	-	-
12.2021	140,5	12,2	33,5	9,1	8,2	1,3	6,4	0,7	1,8	0,7	2,2	0,3
01.2022	101,8	10,8	-38,7	11,5	1,0	-	-	-	0,9	0,1	-	-
Загальне накопичення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			115,1	17,3	107,7	9,9	78,5	6,8	29,1	4,1	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			-177,4	26,7	-	-	-	-	-	-	17,6	1,9
Накопичення Ni у річному прирості деревини, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			7,3	0,8								
Запаси Ni у деревній фітомасі, г/га			11218	1153								
Запаси Ni у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			6725	637								
Запаси Ni у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			21647	7347								

У листяній фітомасі щорічно акумулюється на порядок більша кількість Ni – 79 ± 7 г×га⁻¹×рік⁻¹, що після опадання листя протягом 5-6 місяців повертається до ґрунту та стає доступним для поглинання кореневою системою граба звичайного. При цьому не спостерігається активного вимивання Ni ґрунтовими водами до елювіального шару, підтвердженням чого є його вища

концентрація у гумусовому шарі (11,2 мг/кг) у порівнянні з елювіальним (9,6 мг/кг).

Протягом року величина загального накопичення Ni у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становила $48 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 9).

Таблиця 9

Баланс обсягів надходження та вивільнення Ni у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Накопичення Ni підстилкою/ вивільнення з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Ni (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Ni з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Ni з атмосферним и опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Грунтовий стік Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	13,8	3,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	9,8	4,7	-4,0	3,9	4,8	0,6	0,4	0,02	4,4	0,5	1,1	0,1
08.2022	7,9	1,5	-1,9	3,1	3,5	0,4	1,1	0,1	2,5	0,3	-	-
09.2022	14,9	2,2	7,1	1,9	3,7	0,6	2,4	0,5	1,4	0,2	15,7	1,9
10.2022	24,6	5,3	9,7	3,7	7,1	0,8	4,4	0,5	2,7	0,3	-	-
11.2022	52,3	5,8	27,7	5,6	3,5	0,4	3,1	0,3	0,4	0,1	15,0	1,8
12.2022	46,5	7,1	-5,8	6,5	5,6	0,6	1,8	0,2	3,7	0,5	11,3	1,4
01.2023	37,0	6,4	-9,5	6,8	0,1	0,02	-	-	0,1	0,02	-	-
02.2023	32,1	5,2	-4,9	5,8	0,3	0,03	-	-	0,3	0,03	-	-
03.2023	34,0	4,5	1,8	4,8	0,5	0,06	-	-	0,5	0,06	-	-
04.2023	35,9	6,0	1,9	5,3	1,2	0,1	-	-	1,2	0,14	-	-
05.2023	27,7	4,4	-8,2	5,2	10,0	1,2	-	-	10,0	1,22	8,1	1,0
06.2023	14,2	3,6	-13,5	3,9	6,3	0,8	-	-	6,3	0,77	-	-
07.2023	10,9	4,0	-3,3	3,8	5,3	0,1	-	-	5,3	0,00	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			48,2	4,3	51,8	3,4	13,1	1,5	38,8	4,09	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			-51,1	4,9	-	-	-	-	-	-	51,1	6,2
Накопичення Ni у річному прирості деревини $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			0,9	0,07								
Запаси Ni у деревній фітомасі, г/га			347,2	24,3								
Запаси Ni у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			4953	6240								
Запаси Ni у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			23637	6409								

Оцінка загальних втрат Ni підстилкою за рік дає близьку величину – $51 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється (*Mann–Whitney*,

$p = 0,109$) від показника загального накопичення металу (різниця складає лише $3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Ні грабової діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Розрахунок загального надходження Ні з листяним опадом та вологим осадженням атмосферними опадами в умовах екосистеми Канівського природного заповідника дає близьку величину – $52 \pm 13 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. На відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», в умовах Канівського природного заповідника 75% загального надходження Ні до грабової діброви припадало на процеси вологого осадження з атмосферними опадами ($39 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 25% – на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($13 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Причому в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів дає подібну величину надходження металу до екосистеми – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 8). Порівняння величини сумарного надходження Ні до екосистеми Канівського природного заповідника ($52 \pm 3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$), ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та обсягів загального вивільнення Ні з підстилки ($52 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу в екосистемі. Водночас на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському природному заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається підвищення концентрації металу до $10,5 \pm 3,9 \text{ мг/кг}$, що може означати його активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю та вимивання з верхнього гумусового горизонту. Зокрема обсяги ґрунтового стоку Ні протягом року у 1,3 раза перевищують кількість металу, що надходить з атмосферними опадами, що становлять $51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та $39 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ відповідно. Фіксація Ні у річному прирості деревної фітомаси граба є несуттєвою та становить $0,94 \pm 0,07 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таким чином, досліджені екосистеми грабових дібров кардинально відрізняються за основними потоками Ni. В умовах НПП «Голосіївський» основним шляхом надходження металу виступає листяний опад, що забезпечує надходження 73% обсягу металу. Водночас у Канівському природному заповіднику на листяний опад припадає лише 25% надходження металу (рис. 2). Це свідчить про активну акумуляцію Ni у фітомасі, в результаті чого запаси Ni у листяній фітомасі граба звичайного в НПП «Голосіївський» містить у 6 разів більше Ni (79 г/га), ніж у Канівському природному заповіднику (13 г/га). Відмінності у запасах металу у складі деревини виявилися ще більш суттєвими. У деревині граба звичайного у НПП «Голосіївський» зосереджено 11,3 кг/га Ni, що у 31 раз більше, ніж у деревині граба Канівського природного заповідника – 0,35 кг/га.

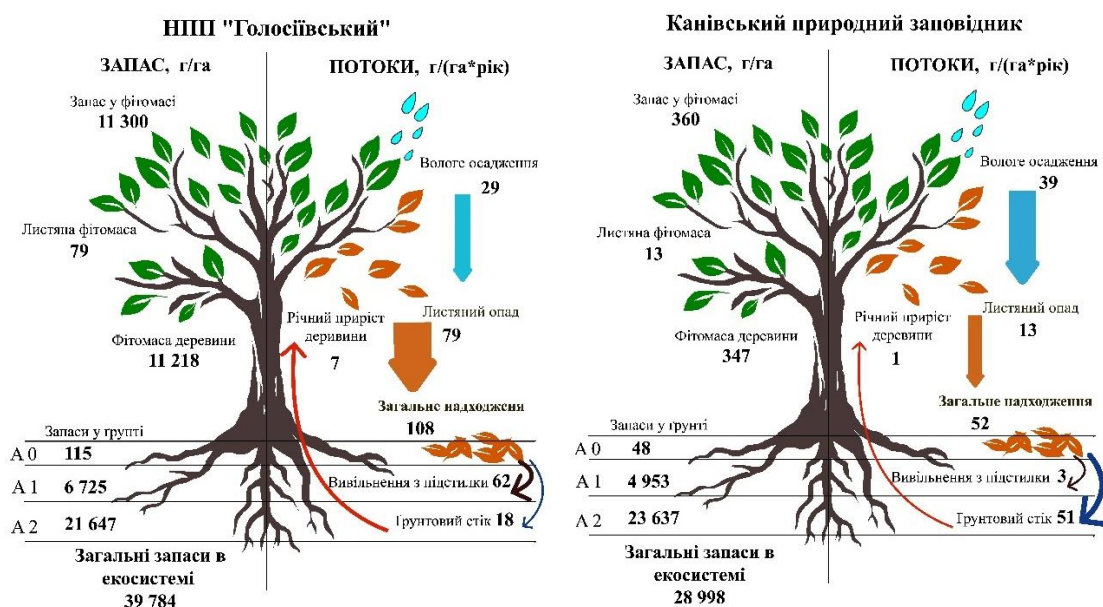


Рис. 2. Біогеохімічний цикл Ni в екосистемах грабових дібров

В екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» основна частина біогеохімічного циклу Ni забезпечується системою «ґрунт-рослина», коли в ході кореневого поглинання відбувається вилучення Ni з ґрунту, який активно накопичується у листяній фітомасі граба звичайного. В результаті опадання листя основна частина металу (близько 90%) повертається до ґрунту, звідки знову поглинається кореневими системами рослин, інша частина – фіксується у

складі річного приросту деревини граба. Такий біогеохімічний цикл є чутливим до надходження надлишку металу із зовнішніх джерел, що може призвести до поступового накопичення Ni в екосистемі. Зокрема, порівняння кількості металу, що надходить з атмосферними опадами до екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, та обсягів металу, що вимивається з ґрунту – $18 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, показало суттєву незбалансованість біогеохімічного циклу даного металу, що може свідчити про накопичення Ni в екосистемі грабової діброви національного парку. Наслідком фіксації Ni у фітомасі граба є у 2,8 раза менші обсяги вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод в умовах НПП «Голосіївський», де даний потік металу становить $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. В умовах Канівського природного заповідника вимивання до елювіального шару становить $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та відповідає кількості річного надходження Ni у складі атмосферних опадів. Як результат у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника зосереджено у 2,4 раза менше Ni, ніж у підстилці екосистеми НПП «Голосіївський». Відмінності запасів металу у гумусовому горизонті були менш вираженими та становили 1,4 раза – для НПП «Голосіївський» $6,7 \text{ кг/га}$, для заповідника – $5,0 \text{ кг/га}$.

Протягом року оцінка сумарного накопичення Cd у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» становила $1,4 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 10). При цьому розрахунок сумарного надходження Cd до екосистеми НПП «Голосіївський» з листям та атмосферними опадами дав величину у 2,2 раза більше, що оцінюється у $3,1 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З них 71% припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($2,2 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 29% – на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($0,9 \pm 0,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Таким чином, це свідчить про відсутність суттєвого накопичення та затримки Cd у складі лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський», що швидко вимивається до ґрунту та далі активно мігрує за ґрунтовим профілем.

Сумарне вивільнення Cd з підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року оцінюється у $4,5 \pm 0,8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що є у 3,2 раза більшим, ніж кількість накопиченого підстилкою металу ($1,4 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$).

Відповідно загальні річні втрати металу ліською підстилкою перевищують його надходження на $3,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таблиця 10

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cd у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Накопичення підстилкою/ вивільнення Cd з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Cd (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cd з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cd з атмосферним и опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Грунтовий стік Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$	
	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>	\bar{X}	<i>SD</i>
01.2021	4,64	0,43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	4,27	0,36	-0,37	0,39	0,11	-	-	-	0,11	0,03	1,00	0,12
03.2021	4,15	0,44	-0,12	0,40	0,29	-	-	-	0,29	0,07	-	-
04.2021	4,16	0,37	0,01	0,41	0,09	-	-	-	0,09	0,03	-	-
05.2021	2,44	0,24	-1,72	0,31	0,34	-	-	-	0,34	0,12	0,47	0,06
06.2021	1,77	0,09	-0,67	0,17	0,30	0,05	-	-	0,30	0,05	0,12	0,01
07.2021	0,59	0,15	-1,18	0,12	0,10	0,06	-	-	0,10	0,06	0,13	0,02
08.2021	0,94	0,11	0,35	0,13	0,74	0,10	0,33	0,05	0,41	0,05	0,59	0,07
09.2021	1,10	0,14	0,16	0,13	0,28	0,04	0,10	0,01	0,18	0,03	-	-
10.2021	0,69	0,21	-0,40	0,17	0,54	0,11	0,36	0,06	0,18	0,05	-	-
11.2021	0,89	0,30	0,20	0,25	0,03	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	-	-
12.2021	1,46	0,41	0,57	0,36	0,21	0,06	0,08	0,01	0,12	0,05	0,23	0,03
01.2022	1,57	0,23	0,11	0,32	0,06	-	-	-	0,06	0,01	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			1,40	0,27	3,08	0,41	0,89	0,14	2,19	0,41	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			-4,47	0,77	-	-	-	-	-	-	2,55	0,31
Накопичення Cd у річному прирості деревини, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			0,18	0,01								
Запаси Cd у деревній фітомасі, г/га			28,0	1,6								
Запаси Cd у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			121	18								
Запаси Cd у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			501	40								

Аналіз балансу втрат металу з його надходженням за окремими місяцями показав, що ліською підстилкою найбільш активно втрачає Cd протягом травня-липня, коли відбувається стрімке скорочення її запасів внаслідок процесів мінералізації. При цьому втрати Cd з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $2,6 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає обсягам вологого осадження металу у складі атмосферних опадів – $2,2 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що свідчить про

активне вимивання Cd з верхніх шарів ґрунту. Підтвердженням активної вертикальної міграції Cd є рівномірний розподіл його концентрації у гумусовому та елювіальному шарах ґрунту, що становила 0,20-0,22 мг/кг. У результаті кореневого поглинання з ґрунту кількість вилученого та накопиченого Cd у деревній фітомасі граба звичайного є несуттєвою, що становила $0,18 \pm 0,01 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, перевищення втрат Cd підстилкою над величиною його накопичення може бути поясненім інтенсивними вимиванням металу з підстилки до елювіального горизонту ґрунту.

Величина загального накопичення Cd у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника за рік становила $1,7 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 11). Оцінка загальних втрат Cd підстилкою за рік дає близьку величину – $2,3 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється від показника загального накопичення металу (*Mann–Whitney*, $p = 0,327$). Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Cd грабової діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Розрахунок величини загального надходження Cd з листяним опадом та атмосферними опадами величину $2,96 \pm 0,30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, з яких 91% загального надходження Cd припадає на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($2,69 \pm 0,17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Кількість металу, що надійшла у складі опалого листя становить лише 9% від обсягів надходження ($0,27 \pm 0,13 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$).

Слід зазначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми близької кількості металу, що становило $0,21 \pm 0,03 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 10).

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cd у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Cd, г×га ⁻¹		Накопичення підстилкою/ вивільнення Cd з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Cd (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Cd з листяним опадом, г×га ⁻¹		Надходження Cd з атмосферними опадами, г×га ⁻¹		Грунтовий стік Cd, г×га ⁻¹	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	1,75	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	1,39	0,27	-0,36	0,33	0,15	0,02	0,02	0,00	0,12	0,01	0,44	0,05
08.2022	1,04	0,34	-0,34	0,30	0,23	0,04	0,02	0,01	0,21	0,02	-	-
09.2022	1,40	0,31	0,35	0,32	0,13	0,03	0,05	0,02	0,08	0,01	0,59	0,07
10.2022	1,59	0,28	0,19	0,30	0,20	0,06	0,08	0,04	0,12	0,01	-	-
11.2022	2,35	0,31	0,76	0,30	0,55	0,09	0,06	0,03	0,49	0,06	0,71	0,09
12.2022	2,36	0,25	0,01	0,28	0,15	0,03	0,04	0,02	0,11	0,01	0,80	0,10
01.2023	2,41	0,26	0,04	0,26	0,28	0,03	-	-	0,28	0,03	-	-
02.2023	2,51	0,28	0,11	0,27	0,28	0,03	-	-	0,28	0,03	-	-
03.2023	2,60	0,30	0,08	0,29	0,11	0,01	-	-	0,11	0,01	-	-
04.2023	2,73	0,27	0,13	0,28	0,14	0,02	-	-	0,14	0,02	-	-
05.2023	2,57	0,31	-0,16	0,29	0,53	0,06	-	-	0,53	0,06	0,30	0,04
06.2023	1,60	0,25	-0,97	0,28	0,10	0,01	-	-	0,10	0,01	-	-
07.2023	1,17	0,21	-0,44	0,23	0,11	0,01	-	-	0,11	0,01	-	-
Загальне накопичення г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			1,69	0,29	2,96	0,298	0,27	0,13	2,69	0,17	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			-2,27	0,29	-	-	-	-	-	-	2,83	0,35
Накопичення Cd у річному прирості деревини, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			0,03	0,01								
Запаси Cd у деревній фітомасі, г/га			10,2	2,2								
Запаси Cd у 0-5 см шарі ґрунту, г/га			62	7								
Запаси Cd у 5-20 см шарі ґрунту, г/га			94	31								

Порівняння величин вологого осадження Cd з атмосфери ($2,7 \pm 0,2$ г×га⁻¹×рік⁻¹) та ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($2,8 \pm 0,4$ г×га⁻¹×рік⁻¹) також вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу екосистемою. Водночас на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається зниження концентрації металу у 2,5 раза, що може означати його менш активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю.

Таким чином, основним шляхом надходження Cd до екосистем грабових дібров виступає вологе осадження з атмосферними опадами, обсяги якого є близькими (рис. 3). Попри те, що інтенсивність вертикальної міграції Cd ґрунтовими водами в обох екосистемах є подібною ($2,6-2,8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та забезпечує баланс біогеохімічних циклів за надходженням металу з атмосферними опадами ($3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$), в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» потік Cd з листяним опадом є у 3 рази вищим, що свідчить про накопичення металу у фітомасі граба звичайного.

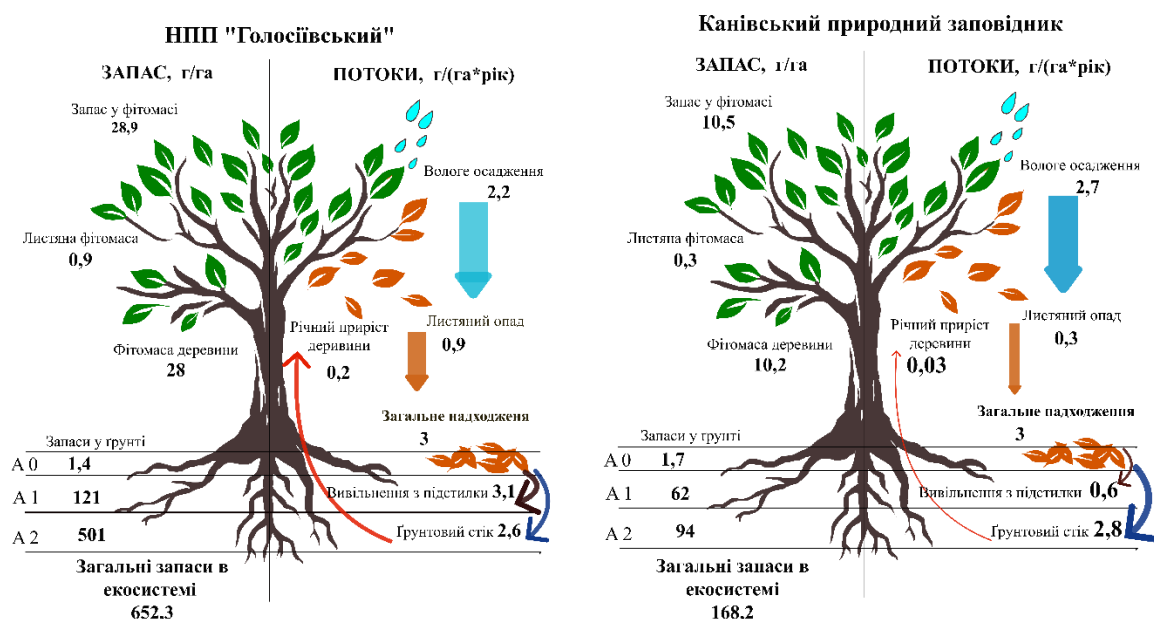


Рис. 3. Біогеохімічний цикл Cd в екосистемах грабових дібров

Як результат, запас Cd у фітомасі граба звичайного у НПП «Голосіївський» у 2,9 рази є вищим та становить 29 г/га, у той час, як в Канівському природному заповіднику запас металу складає 10 г/га. Тому в умовах НПП «Голосіївський» листяний опад має більш суттєвий внесок до потоку надходження металу – 29%, ніж в умовах Канівського природного заповідника, де його внесок становить 9%. Відмінності у запасах Cd ґрунтових горизонтів даних екосистем відображають рухомість сполук металу та, відповідно, їх доступність для кореневого поглинання рослинами. Найбільш суттєві відмінності були характерні для елювіального горизонту ґрунту, де в умовах НПП «Голосіївський» обсяги Cd були у 5,3 рази більшими, та становили

0,5 кг/га, на відміну від Канівського природного заповідника, де запаси металу склали 0,09 кг/га.

Таким чином, порівняння потоків надходження та вивільнення важких металів показало, що основним шляхом їх надходження до екосистеми Канівського природного заповідника є процеси вологого осадження з атмосферними опадами, що становить 73-91%. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» лише для Cd внесок атмосферних опадів складає 71% від загального надходження металу. Водночас потоки Cu та Ni в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» визначаються кореневим поглинанням металів з ґрунту з подальшою їх транслокацією до листяної фітомаси, що у формі листяного опаду забезпечує надходження відповідно 62% та 73% від загального обсягу надходження цих металів до екосистеми. Цей факт свідчить про кореневу доступність ґрунтових форм Cu та Ni для поглинання рослинами граба звичайного, оскільки концентрація даних металів у ґрунтах досліджених грабових дібров суттєво не відрізнялася.

Також досліджені екосистеми показали близькі показники інтенсивності вимивання Cu та Cd з вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту. Проте вимивання Ni з ґрунтовим стоком суттєво відрізнялося – в умовах Канівського природного заповідника протягом року його величина складала $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 2,9 рази є вище, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», що становить $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Порівняння величин загального річного надходження металів (з атмосферними опадами та опалим листям) у досліджених екосистемах та обсягів річного ґрунтового стоку показало, що за всіма металами спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника. Обсяги надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Для екосистеми грабової діброви НПП

«Голосіївський» така збалансованість встановлена лише для Cd. Для Cu, та Ni біогеохімічна система міграції важких металів характеризувалася незбалансованістю, що свідчить про накопичення даних металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський». Найбільш суттєва різниця між надходженням та вивільненням металу (у 6 разів) була встановлена для Ni, обсяги надходження якого становили $108 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час, як його вимивання до елювіального горизонту ґрунту складало лише $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також значні відмінності у 2,3 раза було встановлено для балансу Cu, де річні обсяги надходження металу до грабової діброви НПП «Голосіївський» становили $129 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, проте його вимивання до ґрунту складало $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. В цілому для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» є характерною більша роль біологічного компонента системи «ґрунт-рослина» у функціонуванні біогеохімічних циклів важких металів Ni, Cu та Cd, коли від 29% до 73% потоку надходження металів забезпечується листяним опадом.

Основною причиною затримки важких металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є повільніші темпи розкладання підстилки у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Встановлено, що коефіцієнт розпаду підстилки k для екосистеми НПП «Голосіївський» становить 0,57-0,74 кг/сезон, що свідчить у 1,5 раза повільніші процеси розкладання підстилки, ніж характерні для Канівського природного заповідника, для якого k дорівнює 0,90-1,08 кг/сезон. Зниження темпів розкладання підстилки в умовах НПП «Голосіївський» може бути зумовлено накопиченням Cu, та Cd у концентраціях, для яких показано пригнічувальний ефект мінералізації листяного опаду у зв'язку з негативним впливом на функціонування ґрунтового мікробіоценозу. Іншим чинником низьких темпів розкладання підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» є менша у 1,7 раза кількість атмосферних опадів, що зумовлено умовами мегаполіса міста Києва.

Висновки

1. Встановлено активне накопичення Cu, Cd та Ni у молодому листі граба звичайного, що свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання рослинами. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів внаслідок росту біомаси листя.

2. Кількісна оцінка потоків важких металів у складі листяного опаду до складу лісової підстилки грабових дібров Середнього Придніпров'я показала, що умовах екосистеми НПП «Голосіївський» обсяги надходження у складі опалого листя всіх важких металів були суттєво більшими, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільші відмінності були характерні для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду грабу звичайного в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» надходження Cu та Cd становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, що для Канівського природного заповідника дорівнювало $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м².

3. Показано, що для всіх досліджених важких металів спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника, коли надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Роль біологічного компонента біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-ґрунт».

4. Встановлено, що екосистема грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується незбалансованістю біогеохімічних циклів Cu та Ni. Потоки надходження цих важких металів з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені їх втратами в процесі вимивання вертикальним стоком

ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. В результаті у функціонуванні їх біогеохімічних циклів більшу роль відіграє біологічний компонент системи «ґрунт-рослина», коли від 29% до 73% потоків надходження металів забезпечується листяним опадом.

Список літератури

- Bani, A., Pioli, S., Ventura, M., Panzacchi, P., Borruso, L., Tognetti, R., Tonon, G., & Brusetti, L. (2018). The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology*, 126, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017>
- Chen, L., Liu, C., Zou, R., Yang, M., & Zhang, Z. (2016). Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment. *Environmental Pollution*, 208, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.006>
- Connan, O., Maro, D., Hébert, D., Roupsard, P., Goujon, R., Letellier, B., & Le Cavelier, S. (2013). Wet and dry deposition of particles associated metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Hg) in a rural wetland site, Marais Vernier, France. *Atmospheric Environment*, 67, 394–403. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.029>
- Conti, M. E., Iacobucci, M., & Cecchetti, G. (2005). A statistical approach applied to trace metal data from biomonitoring studies. *International Journal of Environment and Pollution*, 23(1), 29–41. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2005.006394>
- Deboudt, K., Flament, P., & Bertho, M. L. (2004). Cd, Cu, Pb and Zn concentrations in atmospheric wet deposition at a coastal station in Western Europe. *Water, Air, & Soil Pollution*, 151, 335–359. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000009906.55895.30>
- Diener, A., & Mudu, P. (2021). How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective - with implications for urban planning. *Science of*

The Total Environment, 796, 148605.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148605>

Fernandez, I. J., Lawrence, G. B., & Son, Y. H. (1995). Soil-solution chemistry in a low-elevation spruce-fir ecosystem, Howland, Maine. *Water, Air, & Soil Pollution*, 84, 129–145. <https://doi.org/10.1007/BF00479593>

Gautam, M. K., Berg, B., Lee, K.-S., Nilsson, T., & Shin, H. S. (2023). Dynamics of trace and rare earth elements during long-term (over 4 years) decomposition in Scots pine and Norway spruce forest stands, Southern Sweden. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1190370.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1190370>

Guidance for comparing background and chemical concentrations in soil for CERCLA sites. (2002). Washington: Office of Emergency and Remedial Response. Retrieved from <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/background.pdf>

Halasz, G. E., Árgyelan, J. T., & Horvath, M. K. (2022). Phytoremediation of potential toxic elements by native tree species in mined-spoiled soils in Mátraszentimre, Hungary. *Journal of Environmental Science and Management*, 25(2).

Hůnová, I., Kurfürst, P., Schreiberová, M., Vlasáková, L., & Škáchová, H. (2023). Atmospheric deposition of lead and cadmium in a Central European country over the last three decades. *Atmosphere*, 14(1), 19.
<https://doi.org/10.3390/atmos14010019>

Kabala, C., Karczewska, A., & Medynska-Juraszek, A. (2014). Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest floor leachates at heavily polluted sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 573–584. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400018>

Kaszala, R., Bárány-Kevei, I., & Polyák-Földi, K. (2003). Heavy metal content of the vegetation on karstic soils. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis*, 36–37, 57–62. Retrieved from <https://www2.sci.u-szeged.hu/eghajlattan/akta03/057-062.pdf>

- Kim, N. D., & Fergusson, J. E. (1994). Seasonal variations in the concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in leaves of the horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). *Environmental Pollution*, 86, 89–97. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90010-8](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90010-8)
- Laskowski, R., Niklińska, M., & Maryański, M. (1995). The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*, 76(5), 1393–1406. <https://doi.org/10.2307/1938143>
- Makowski, V., Julich, S., Feger, K., Breuer, L., & Julich, D. (2020). Leaching of dissolved and particulate phosphorus via preferential flow pathways in a forest soil: An approach using zero-tension lysimeters. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183(2), 238–247. <https://doi.org/10.1002/jpln.201900216>
- Maksimtsev, S., Dudarets, S., & Yukhnovskyi, V. (2021). Accumulation of heavy metals in soil and litter of roadside plantations in Western Polissia of Ukraine. *Folia Forestalia Polonica, Series A*, 63(3), 232–242. <https://doi.org/10.2478/ffp-2021-0024>
- Malarvizhi, A. S., Liu, Q., Trefonides, T. S., Hasheminassab, S., Smith, J., Huang, T., & Yang, C. (2023). The spatial dynamics of Ukraine air quality impacted by the war and pandemic. *International Journal of Digital Earth*, 16(1), 3680–3705. <https://doi.org/10.1080/17538947.2023.2239762>
- Montemagno, A., Hissler, C., Bense, V., Teuling, A. J., Ziebel, J., & Pfister, L. (2022). Dynamics of rare earth elements and associated major and trace elements during Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) litter degradation. *Biogeosciences*, 19, 3111–3129. <https://doi.org/10.5194/bg-19-3111-2022>
- Olson, J. S. (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44(2), 322–331. <https://doi.org/10.2307/1932179>
- Opeña, J. L., Halasz, G. E., Árgyelan, J. T., & Horvath, M. K. (2022). Phytoremediation of potential toxic elements by native tree species in mined-spoiled soils in Mátraszentimre, Hungary. *Journal of Environmental Science and Management*, 25(2), 51–62. https://doi.org/10.47125/jesam/2022_2/06

- Percy, K. E., & Ferretti, M. (2004). Air pollution and forest health: Toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution*, 130(1), 113–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.034>
- Piczak, K., Leśniewicz, A., & Zyrnicki, W. (2003). Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 86(3), 273–287. <https://doi.org/10.1023/a:1024076504099>
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science & Technology*, 46(14), 7692–7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Rožen, A., Sobczyk, Ł., Kapusta, P., & Niklińska, M. (2004). Heavy metal concentrations in Enchytraeidae (Oligochaeta) in the Niepołomice Forest. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57(1), 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.006>
- Sawicka-Kapusta, K., Zakrzewska, M., Bajorek, K., & Gdula-Argasińska, J. (2003). Input of heavy metals to the forest floor as a result of Cracow urban pollution. *Environment International*, 28(8), 691–698. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00069-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00069-7)
- Scheid, S., Gunthardt-Goerg, M. S., Schulin, R., & Nowack, B. (2009). Accumulation and solubility of metals during leaf litter decomposition in non-polluted and polluted soil. *European Journal of Soil Science*, 60, 613–621. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01153.x>
- Schmidt, J. P., & Henry, L. (2008). Water and bromide recovery in wick and pan lysimeters under conventional and zero tillage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(1–2), 108–123. <https://doi.org/10.1080/00103620701759053>
- Šichorová, K., Tlustoš, P., Száková, J., Kořínek, K., & Balík, J. (2004). Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. *Plant Soil and Environment*, 50(12), 525–553. <https://doi.org/10.17221/4069-PSE>

- Six, L., & Smolders, E. (2014). Future trends in soil cadmium concentration under current cadmium fluxes to European agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 485–486, 319–328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.109>
- Turcios, A., Papenbrock, J., & Tränkner, M. (2021). Potassium, an important element to improve water use efficiency and growth parameters in quinoa (*Chenopodium quinoa*) under saline conditions. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 207(4), 618–630. <https://doi.org/10.1111/jac.12477>
- Воробйов, Є. О., Любченко, В. М., Соломаха, В. М., & Орлов, О. О. (2008). Класифікація грабових лісів України. Київ: Фітосоціоцентр. Retrieved from https://geobot.org.ua/files/publication/221/vorobjev2008_klassif_grabov_lesov_ukr.djvu
- Драган, М. І., & Любич, О. Г. (2012). Технологічні аспекти оптимізації щільності ґрунту під польовими культурами. *Таврійський науковий вісник*, 78, 15–20. Retrieved from https://www.tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/78_2012/6.pdf
- Набиванець, Б. І., Сухан, В. В., & Калабіна, Л. В. (1996). Аналітична хімія природного середовища. Київ: Либідь.

ІННОВАЦІЙНА МОДЕРНІЗАЦІЯ КІБЕРФІЗИЧНИХ СИСТЕМ ДЛЯ ПІДТРИМКИ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Євдокимов С.О., Херсонський державний університет, аспірант кафедри комп'ютерних наук та програмної інженерії, Україна

Abstract

The article explores innovative methods for modernizing cyber-physical systems to enhance their resilience against emerging cyber threats while considering the requirements of sustainable development. Special emphasis is placed on the application of artificial intelligence and neural networks to ensure reliable protection, which significantly reduces the number of errors and response time to threats. Python serves as the primary tool for developing and implementing algorithms aimed at automated threat detection and neutralization in real time. Simulations and testing demonstrate the effectiveness of the proposed solutions, leading to an increased level of security and resilience in the face of modern challenges. The methodologies presented may serve as a foundation for further research in the field of cybersecurity and the advancement of cyber-physical systems, paving the way for more robust defenses against evolving threats.

Вступ

Кіберфізичні системи (далі – КФС) відіграють вирішальну роль у функціонуванні критично важливої інфраструктури, такої як енергетика, транспорт, охорона здоров'я, що підтверджується в роботах Бабенка та Левченка (2020). Актуальність дослідження полягає в тому, що з розвитком технологій виникають нові кіберзагрози, здатні порушити безперебійну роботу таких систем або завдати значної шкоди економіці та суспільству. Як відзначають Костюк (2022), загрози безпеці кіберфізичних систем в Україні стають усе більш значущими. Це ставить перед науковою спільнотою завдання модернізації КФС з метою підвищення їхньої стійкості до загроз та

забезпечення сталого розвитку. Інноваційні технології, зокрема штучний інтелект та нейронні мережі, пропонують нові підходи до вирішення цих проблем. Проте недостатньо розроблені та досліджені способи їхнього впровадження для захисту КФС. Тому дослідження, спрямовані на удосконалення захисту КФС, мають високий рівень актуальності для забезпечення надійної роботи критичних інфраструктур.

Мета дослідження полягає в розробці інноваційних методів захисту від нових кіберзагроз з використанням технологій штучного інтелекту (далі – ШІ), нейронних мереж і сучасних програмних інструментів, таких як Python, для забезпечення їх стійкості та відповідності вимогам сталого розвитку. Для досягнення поставленої мети в дослідженні були виконані наступні завдання:

1. Аналіз сучасних кіберзагроз для кіберфізичних систем.
2. Застосування експериментальних методів ШІ та нейронних мереж для підвищення ефективності захисту КФС.
3. Інтеграція програмних інструментів мови програмування Python та окремих бібліотек для реалізації алгоритмів виявлення кіберзагроз.
4. Проведення тестування та симуляцій для оцінки ефективності впроваджених рішень та їх адаптації до умов реального часу.
5. Оцінка впливу впроваджених рішень на сталий розвиток. Вивчити економічні та екологічні аспекти модернізації КФС для забезпечення їх стійкості.

Методологія дослідження побудована на міждисциплінарному підході, що поєднує сучасні технології ШІ, нейронних мереж та програмування для вирішення проблем захисту КФС. Основні етапи дослідження передбачали:

- Аналіз сучасних кіберзагроз та існуючих методів захисту кіберфізичних систем на основі наукових публікацій, технічної документації та статистичних звітів про атаки на КФС.
- Моделі для виявлення кіберзагроз, які використовують нейронні мережі та алгоритми машинного навчання. Для цього були залучені методи глибокого навчання (Deep Learning) з використанням бібліотек TensorFlow та Keras.

– Тестування розроблених моделей, використовуючи мову Python та відповідні бібліотеки для створення симуляцій кіберзагроз та оцінки ефективності запропонованих рішень. Розроблені алгоритми перевірялися на наборі даних, що відображає типові атаки на КФС.

– Експериментальні тести для оцінки ефективності впроваджених методів захисту, зокрема за критеріями часу реакції на загрозу, рівня захисту та кількості помилкових спрацювань.

Інструментарій дослідження включає сучасні програмні платформи та технології: Python, TensorFlow, Keras, а також спеціалізовані бібліотеки для аналізу даних і моделювання загроз.

Теоретичні аспекти модернізації кіберфізичних систем

Кіберфізичні системи є складними інтегрованими системами, що поєднують фізичні компоненти з обчислювальними технологіями, які працюють у реальному часі. Інноваційні підходи до модернізації систем кібербезпеки розглянуті в роботі Чередниченко та Садовської (2023), які підкреслюють необхідність адаптації до сучасних викликів. Вони створюють середовище, де комп'ютери безпосередньо взаємодіють з фізичними процесами через сенсори, приводи та контролери, формуючи замкнені системи управління. Завдяки здатності до автоматичного моніторингу та регулювання процесів у реальному часі, КФС використовуються для управління критичними системами в різних галузях, таких як енергетика, транспорт, охорона здоров'я та промисловість. Основою таких систем є високий рівень інтеграції між комп'ютерними технологіями та фізичними процесами, що дозволяє швидко реагувати на зміну умов у фізичному середовищі. Наприклад, інтелектуальні транспортні системи використовують КФС для моніторингу дорожнього руху, що дозволяє в режимі реального часу змінювати світлові сигнали для оптимізації транспортних потоків та зменшення заторів. У сфері енергетики вони допомагають контролювати роботу розподільних мереж електростанцій, що підвищує їх ефективність та стійкість до збоїв. Оскільки КФС працюють із

фізичними об'єктами, їх надійність та безпека мають особливе значення для критичної інфраструктури. Будь-який збій або кібератака на такі системи може призвести до серйозних наслідків для громадського життя, економіки та національної безпеки. Наприклад, несанкціоноване втручання у системах водопостачання або енергопостачання може призвести до перебоїв у наданні цих критичних послуг, створюючи загрозу життю і здоров'ю людей.

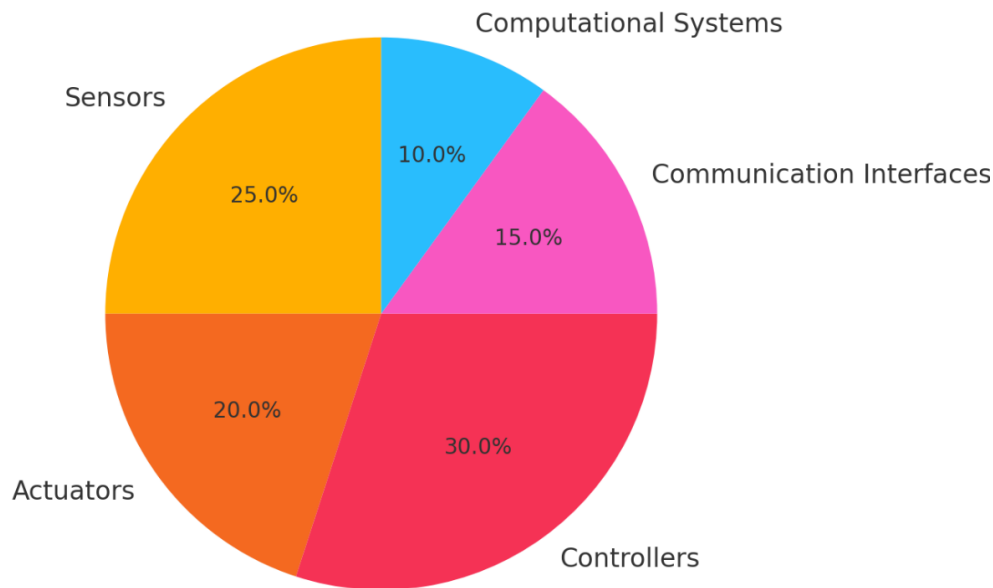


Рис. 1. Components of Cyber-Physical Systems

Діаграма на рис. 1 відображає основні компоненти, що складають структуру кіберфізичних систем. Такі системи складаються з п'яти ключових елементів: сенсори, актуатори, контролери, інтерфейси зв'язку та обчислювальні системи. Сенсори займають 25% структури, оскільки вони відіграють важливу роль у зборі даних про фізичне середовище. Актуатори, які забезпечують вплив на фізичні процеси, складають 20%. Контролери, які здійснюють управління системою та приймають рішення на основі отриманих даних, становлять найбільший відсоток – 30%. Інтерфейси зв'язку, що відповідають за передачу даних між компонентами, становлять 15%, а обчислювальні системи, які займаються обробкою даних і управлінням,

складають 10%. Вищевказані розрахунки були автором розраховані на основі типових архітектур сучасних КФС.

Крім того, розвиток інтернету речей (далі – IoT) значно розширює можливості КФС. За допомогою великої кількості підключених пристроїв у реальному часі збирається величезний обсяг даних, що дозволяє не лише контролювати процеси, а й прогнозувати потенційні проблеми через аналіз великих даних та інтелектуальні алгоритми. Наприклад, в енергетиці IoT-сенсори можуть виявляти зниження ефективності генерації електроенергії або ризик технічної аварії задовго до їхнього виникнення, дозволяючи випереджати проблеми. Роль КФС у критичній інфраструктурі є надзвичайно важливою, оскільки вони сприяють підвищенню ефективності, надійності та безпеки об'єктів, від яких залежить функціонування суспільства. Завдяки своїй гнучкості і потужності вищевказані системи є ключовими компонентами сучасних автоматизованих і автономних рішень, але водночас створюють нові виклики у сфері кібербезпеки через тісну інтеграцію з фізичними процесами.

Основними проблемами безпеки кіберфізичних систем є вразливість до кіберзагроз, які можуть мати катастрофічні наслідки для фізичних об'єктів та інфраструктури. Такі загрози можуть включати:

- Використання вразливостей в мережевих протоколах, щоб зловмиснику віддалено отримати контроль над елементами інформаційних систем, наприклад, відключити енергетичну систему або перервати транспортні операції.

- Вразливості в програмному забезпеченні контролерів (програмовані логічні контролери) для створення шкідливих втручань у роботу систем.

- Фізичні атаки на сенсори або мережеві компоненти через свою інтеграцію з фізичними компонентами КФС.

Інноваційні технології також сприяють автоматизації процесів реагування на інциденти, що дозволяє скоротити час реакції на кіберзагрози, підвищуючи загальний рівень безпеки та стійкості кіберфізичних систем. Кравченко та

Хом'як (2021) аналізують виклики та можливості сталого розвитку кіберфізичних систем, що є особливо актуальним у сучасних умовах.

Використання штучного інтелекту та нейронних мереж для захисту

Інтеграція штучного інтелекту в кіберфізичні системи базується на можливості автоматичного аналізу даних та прийнятті рішень у реальному часі. ШІ забезпечує адаптивність КФС до мінливих умов, допомагаючи системам самостійно реагувати на зовнішні загрози, збої та інші фактори, що можуть вплинути на безпеку чи ефективність роботи. Основні принципи інтеграції ШІ включають: навчання на великих обсягах даних, застосування алгоритмів машинного навчання для прогнозування можливих загроз, а також обробку сигналів від сенсорів у режимі реального часу. Модернізація кіберфізичних систем у відповідь на нові кіберзагрози обговорюється Петренком (2022), який наголошує на необхідності застосування новітніх технологій.

Нейронні мережі є важливим інструментом для забезпечення безпеки КФС, оскільки вони здатні виявляти аномалії та потенційні загрози в системах на основі аналізу великих обсягів даних. Такі мережі навчаються на поведінкових шаблонах, що дозволяє їм розпізнавати не тільки відомі, але й нові типи кіберзагроз. Наприклад, нейронні мережі можуть використовуватися для моніторингу мережевого трафіку, аналізуючи типові патерни комунікації в КФС та виявляючи відхилення, які можуть свідчити про атаки. Крім того, вони здатні адаптуватися до нових загроз, забезпечуючи активну систему реагування на інциденти з автоматичним оновленням правил безпеки.

На практиці впровадження ШІ та нейронних мереж у КФС вже дає значні результати. Одним із прикладів є системи енергетичних мереж, де нейронні мережі використовуються для прогнозування навантажень та виявлення аномалій у роботі обладнання, що дозволяє запобігати аваріям та мінімізувати час простою. У транспортних системах ШІ допомагає оптимізувати управління рухом, знижуючи ризики аварій та підвищуючи ефективність використання інфраструктури. В охороні здоров'я використанням ШІ дозволяє моніторити

життєво важливі показники пацієнтів і вчасно виявляти критичні стани. Результати впровадження таких рішень демонструють підвищення рівня безпеки, зменшення кількості інцидентів, а також зниження витрат на обслуговування та підтримку інфраструктури.

Розробка інноваційних алгоритмів для захисту

Модернізація систем захисту кіберфізичних систем складається з кількох ключових етапів. Перший етап полягає в оцінці поточного стану системи, її вразливостей та кіберзагроз, з якими вона може стикатися. Другий етап включає аналіз вимог до нових алгоритмів захисту, що базується на останніх технологічних тенденціях і методах виявлення загроз. Третій етап передбачає проектування та впровадження нових захисних механізмів із використанням інноваційних рішень, таких як штучний інтелект та штучні нейронні мережі (далі – ШНМ). Заключний етап — це регулярне тестування, оцінка ефективності та постійне вдосконалення алгоритмів для захисту системи від нових кіберзагроз.

КФС є об'єктами постійних атак, які спрямовані на виявлення вразливостей як у програмних компонентах, так і в апаратних елементах (рис. 2). Так як вони є об'єктами постійних атак, які спрямовані на виявлення вразливостей у програмних компонентах та в апаратних елементах. До основних кіберзагроз належать атаки типу «відмова в обслуговуванні» (DDoS), втручання в мережевий трафік, спуфінг (підміна даних), а також експлуатація вразливостей у протоколах передачі даних. Аналіз показує, що особливо небезпечними є атаки, спрямовані на збої в сенсорах та актуаторах, оскільки вони можуть призвести до катастрофічних наслідків для критичної інфраструктури. Важливо регулярно аналізувати й оновлювати знання про нові види атак і вразливості, щоб впроваджувати актуальні заходи захисту.

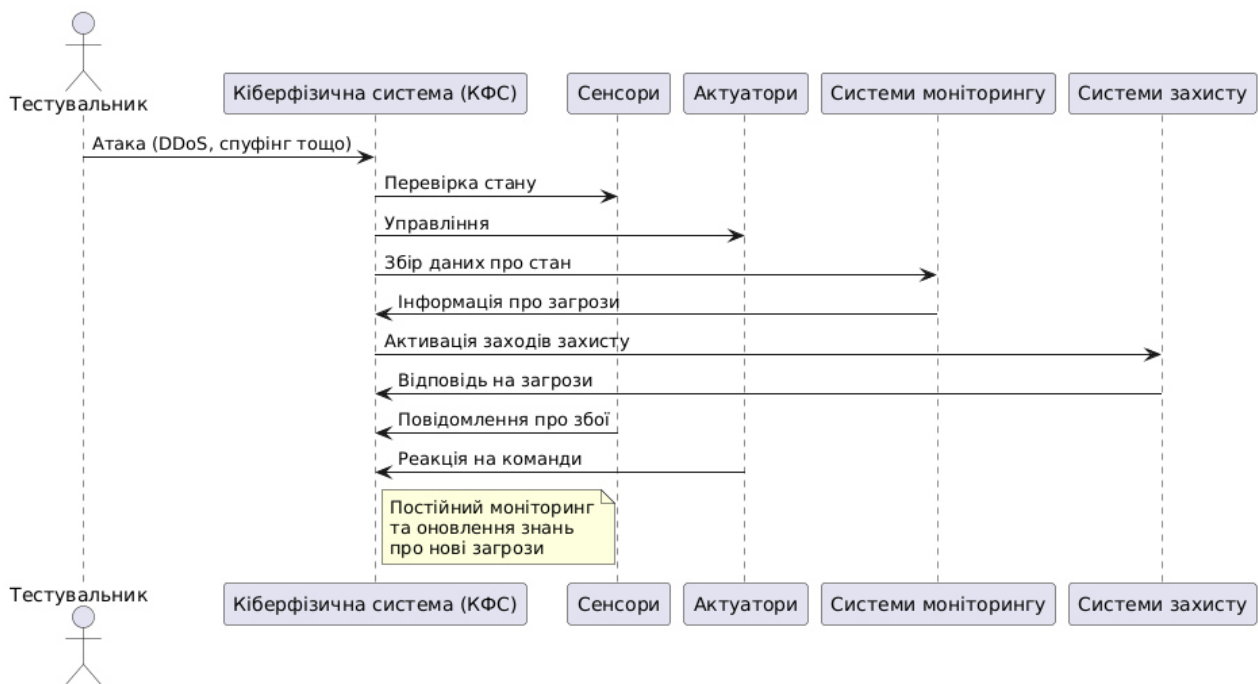


Рис. 2. Взаємодія компонентів у контексті кіберзагроз і вразливостей

Тестувальник – це суб'єкт, який ініціює різноманітні атаки на інформаційну систему в рамках аудиту безпеки, включаючи атаки типу «відмова в обслуговуванні» (DDoS) та спуфінг. Його дії спрямовані на виявлення вразливостей системи. Кіберфізична система є основним об'єктом, що зазнає атак. Вона виконує функції перевірки стану своїх компонентів, таких як сенсори і актуатори. Сенсори відповідають за моніторинг фізичних параметрів, тоді як актуатори здійснюють управлінські функції, реагуючи на команди системи. Системи моніторингу збирають дані про стан КФС та виявляють загрози. Вони взаємодіють із інформаційними системами, передаючи інформацію про наявність загроз, що дозволяє системі активувати системи захисту. Вказані системи відповідають за впровадження захисних заходів у відповідь на загрози, зокрема шляхом активації нових алгоритмів захисту. Взаємодія між сенсорами, актуаторами та системами моніторингу забезпечує постійний моніторинг стану КФС. Важливою складовою є зворотний зв'язок, де сенсори повідомляють про збої, а актуатори реагують на команди системи. Це дає можливість системі постійно оновлювати свої знання

про нові загрози і вразливості, підтримуючи високий рівень безпеки критичної інфраструктури.

Python став одним із найбільш популярних мов програмування для розробки інноваційних алгоритмів у сфері кібербезпеки завдяки своїй простоті, гнучкості та наявності потужних бібліотек, таких як TensorFlow, Keras та PyTorch. Інтеграція нейронних мереж у системи захисту КФС дозволяє створювати ефективні механізми виявлення загроз у режимі реального часу. Нейронні мережі можуть бути навчені розпізнавати аномалії в поведінці систем, автоматично реагуючи на підозрілі дії або зміни в середовищі. Використання Python забезпечує швидку розробку та впровадження таких алгоритмів, а також їхню легку інтеграцію з іншими елементами захисту. Для демонстрації показано простий приклад програми, яка виконує виявлення аномалій у даних, зібраних із сенсорів КФС. У цьому прикладі ми будемо використовувати бібліотеку Keras для створення нейронної мережі, яка навчається на синтетичних даних.

```
...
# Генерація синтетичних даних
# Нормальні дані
normal_data = np.random.normal(loc=0.0, scale=1.0, size=(1000, 5))
# Аномальні дані
anomalies = np.random.normal(loc=5.0, scale=1.0, size=(50, 5))
data = np.vstack([normal_data, anomalies])
...
# Створення DataFrame
df = pd.DataFrame(data, columns=['Feature1', 'Feature2', 'Feature3', 'Feature4',
'Feature5'])
...
# Розділення на навчальну та тестову вибірки
X_train, X_test, y_train, y_test = train_test_split(data_scaled, labels,
test_size=0.2, random_state=42)
...
# Навчання моделі
model.fit(X_train, y_train, epochs=50, batch_size=10, validation_split=0.2)
...
# Прогнозування аномалій
predictions = model.predict(X_test)
predicted_classes = (predictions > 0.5).astype(int)
...
```

Однією з основних платформ, що використовувалася для моделювання кіберзагроз, є Cyborg. Ця платформа дозволяє створювати різноманітні сценарії атак на КФС, надаючи інструменти для візуалізації атак і оцінки реакції системи в реальному часі. Використання Cyborg допомогло виявити вразливості системи в умовах, максимально наближених до реальних. Іншим важливим інструментом став Metasploit, який використовується для тестування на проникнення. Він дозволяє імітувати атаки на системи, допомагаючи дослідити вразливості КФС. Metasploit надає можливість моделювати реальні умови, з якими можуть зіткнутися системи, та перевіряти їхню стійкість до різноманітних загроз. Для тестування безпеки також використовувалася Kali Linux — операційна система, що включає численні інструменти для тестування. У рамках дослідження застосовувалися інструменти, такі як Nmap для сканування мережі, Wireshark для аналізу мережевого трафіку та Aircrack-ng для тестування безпеки Wi-Fi. Використання цих інструментів забезпечує всебічний підхід до виявлення вразливостей у системах. Щоб забезпечити гнучкість тестових середовищ, використовувався Docker. Дана технологія контейнеризації дозволяє швидко розгортати різні конфігурації КФС для проведення симуляцій, що сприяє швидкому та ефективному тестуванню нових алгоритмів.

У процесі тестування проводилися різноманітні типи атак. Наприклад, реалізовувалися атаки типу «відмова в обслуговуванні» (DDoS), що моделюють перевантаження системи, аби оцінити її здатність витримувати високі навантаження. Дані атаки виявили слабкі місця в інфраструктурі, які потребують підвищеної уваги. Крім того, були проведені втручання в мережевий трафік з метою оцінки ефективності системи в умовах реального ризику. Симуляції спуфінгу, тобто підміни даних, також включалися до тестового процесу, що дозволило дослідити реакцію алгоритмів на підозрілі дії. Такі сценарії забезпечують можливість оцінити, як нові алгоритми захисту реагують на різноманітні кіберзагрози, виявляючи їхню ефективність та надійність у боротьбі з потенційними атаками. Загалом, тестування та

симуляція нових алгоритмів захисту в умовах, наближених до реальних, є ключовим етапом для забезпечення їхньої надійності та ефективності перед впровадженням у реальних кіберфізичних системах.

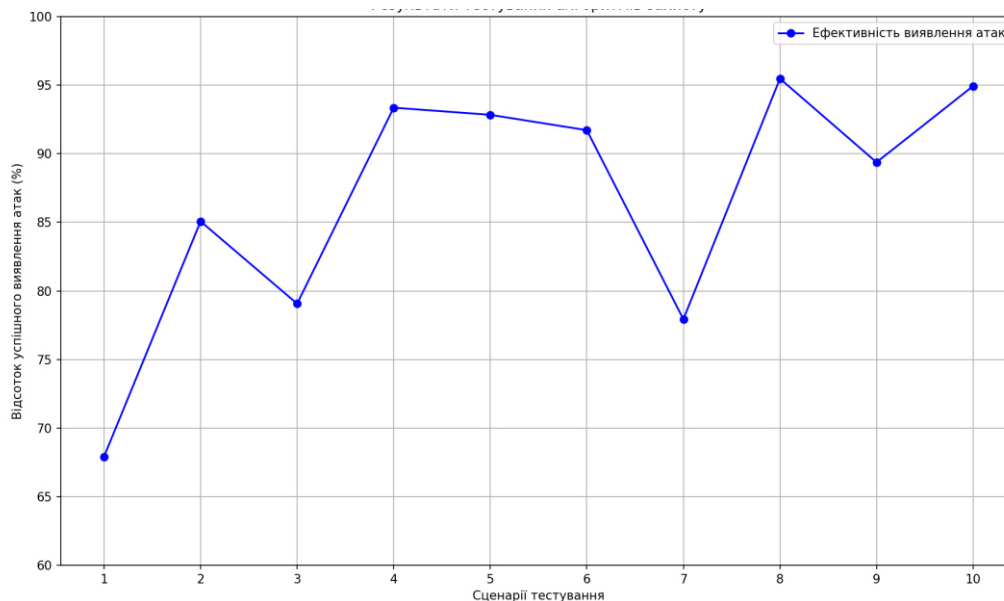


Рис. 3. Результати тестування алгоритмів захисту

На вищевказаному графіку представлено результати тестування алгоритмів захисту кіберфізичних систем (КФС) у вигляді хвилястої лінії. По осі X відображаються різні сценарії тестування (від 1 до 10), а по осі Y — відсоток успішного виявлення атак. Сценарії охоплюють різні типи атак та умови, в яких перевірялась ефективність алгоритмів. Сценарій 1 представляє атаку DDoS з невеликим навантаженням, що дозволяє оцінити базову ефективність алгоритмів в умовах простого зловмисного впливу. Сценарій 2 — комбінована атака DDoS і спуфінг, що вимагає від алгоритмів виявлення здатності реагувати на кілька загроз одночасно. Сценарій 3 включає шкідливе програмне забезпечення, що тестує виявлення та нейтралізацію специфічних загроз. У сценарії 4 тестується атака на сенсори КФС, що є критичним елементом системи, а сценарій 5 фокусується на втручанні в мережевий трафік, що потребує особливої уваги до аспектів мережевої безпеки. Сценарій 6 демонструє атаку на протоколи передачі даних, яка може призвести до серйозних наслідків, якщо алгоритми не спрацюють належним чином. Сценарій 7 перевіряє вразливість системи до атак через вразливості у програмному

забезпеченні, а сценарій 8 оцінює вплив соціальної інженерії на безпеку системи. Сценарій 9 фокусується на зловмисних користувачьких діях, тоді як сценарій 10 представляє складну комбіновану атаку, що поєднує кілька видів загроз одночасно. Кожна точка на графіку відповідає конкретному сценарію тестування та показує, наскільки ефективно алгоритми справляються з виявленням атак у цих умовах. Наприклад, в сценарії 6 спостерігається найвищий відсоток успішного виявлення атак, що становить приблизно 95%. Це свідчить про те, що алгоритми були особливо налаштовані або оптимізовані для цього сценарію, завдяки використанню специфічних характеристик чи даних. У той же час у сценаріях 1 та 4 спостерігаються нижчі показники (70% та 90% відповідно), що може вказувати на необхідність подальшого вдосконалення алгоритмів або адаптації їх до специфіки цих сценаріїв. Тестування демонструє варіативність результатів, зокрема, в сценаріях 2, 3 та 5, де ефективність виявлення атак коливається, що може бути наслідком впливу зовнішніх факторів або особливостей тестових умов. В цілому, графік надає важливу інформацію про діапазон ефективності алгоритмів захисту КФС. Він вказує на необхідність постійного моніторингу і вдосконалення стратегій захисту для підвищення надійності систем. Це підкреслює важливість тестування в умовах, максимально наближених до реальних, для забезпечення ефективної реакції на кіберзагрози.

Аналіз результатів та їх порівняння з традиційними методами захисту

Під час дослідження, автором було встановлено, що традиційні методи, такі як фаєрволи та антивірусні програми, мають високу вразливість до нових видів атак. Натомість, ШНМ та інтелектуальні системи забезпечують значно вищий рівень захисту, швидкість виявлення загроз і здатність до автоматизації. Аналіз часу реакції алгоритмів захисту показує, що сучасні рішення, засновані на нейронних мережах, здатні реагувати на атаки в середньому за 1-3 секунди, в той час як традиційні методи можуть потребувати від 5 до 15 секунд. Це

свідчить про значну перевагу нових технологій у швидкості реагування на загрози. Крім того, кількість помилок, що виникають під час виявлення загроз, у сучасних системах є значно нижчою. Наприклад, в системах, що використовують нейронні мережі, помилки виявлення складають близько 5%, тоді як традиційні методи демонструють до 20% помилок. Це свідчить про те, що сучасні рішення забезпечують більш точне і надійне виявлення загроз. Оцінка ефективності впроваджених рішень включає аналіз результатів тестування алгоритмів захисту, що демонструє значне покращення в порівнянні з традиційними методами. Показники успішного виявлення атак, швидкості реагування та зменшення кількості помилок підтверджують високу ефективність сучасних технологій. Дослідження показують, що алгоритми на основі нейронних мереж можуть адаптуватися до нових загроз і вчитися на основі попередніх атак, що робить їх більш стійкими до еволюції кіберзагроз.

Використання інноваційних методів забезпечення інформаційної безпеки кіберфізичних систем висвітлено у дослідженні Федоренка та Павленка (2021), що показує переваги нових підходів. У результаті, впровадження інноваційних рішень не лише підвищує рівень захисту КФС, а й знижує витрати на реагування на інциденти завдяки автоматизації процесів. В цілому, результати свідчать про те, що переходячи до новітніх технологій захисту, організації можуть суттєво покращити свою кібербезпеку та підвищити стійкість до атак.

Системне впровадження інноваційних технологій для сталого розвитку

Інтеграція IoT у кіберфізичних системах дозволяє здійснювати моніторинг і управління ресурсами в реальному часі, що знижує втрати та оптимізує використання енергії (рис. 3). Це не лише зменшує негативний вплив на навколишнє середовище, а й сприяє зменшенню витрат на експлуатацію.

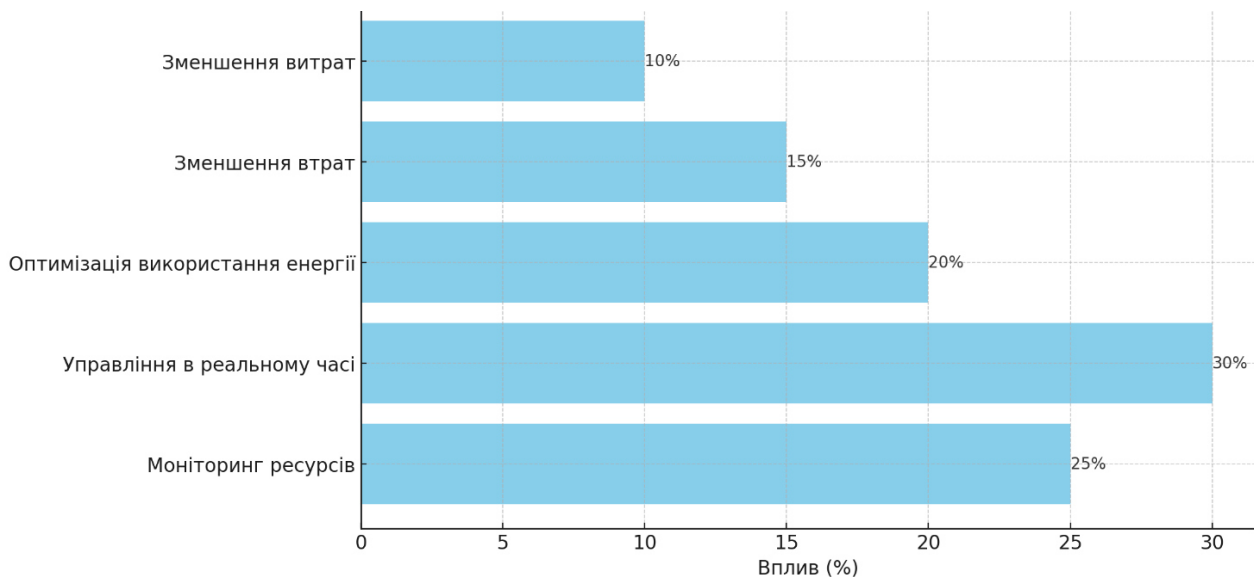


Рис. 4. Вплив інтеграції IoT у кіберфізичні системи

Механізми сталого розвитку України через інновації в КФС можуть бути реалізовані за допомогою кількох стратегій. По-перше, необхідно розвивати національну інфраструктуру для впровадження інноваційних технологій. Це передбачає підтримку стартапів та малих підприємств, які займаються розробкою нових технологій у сфері КФС. По-друге, важливо створити партнерства між державним, приватним секторами та науковими установами для обміну знаннями, досвідом та ресурсами. Це може включати спільні проекти, які орієнтовані на вирішення конкретних проблем у сфері кібербезпеки та сталого розвитку. По-третє, Україні слід зосередитися на розробці та впровадженні стандартів і нормативів, які сприятимуть сталому розвитку КФС. Це може включати екологічні, соціальні та економічні критерії, які повинні бути враховані при розробці нових технологій. Це дозволить країні адаптуватися до нових викликів і забезпечити сталий економічний та соціальний розвиток.

Аналіз фінансування інноваційних технологій у глобальному економічному середовищі

В рамках дослідження було проаналізовано, які країни та компанії є провідними у фінансуванні інновацій. В таблиці 1 представлено дані про найбільших інвесторів у дослідження і розробки (R&D), що дозволяє оцінити, які регіони або підприємства найбільше сприяють розвитку нових технологій. Дані джерела містять актуальні дані про фінансування інноваційних технологій у різних країнах на 2023 рік, що допомагає проаналізувати сучасний стан та тенденції у сфері інвестицій в наукові дослідження і розробки. За даними OECD (2023), фінансування досліджень і розробок у країнах-членах OECD сприяє розвитку інноваційних технологій у кібербезпеці.

Таблиця 1

Світові лідери з фінансування інновацій

Країна	Інвестиції (млрд дол.)	Відсоток ВВП	Основні сектори інвестування
США	600	3.2	Технології, медицина, енергетика
Китай	500	2.1	Технології, виробництво, транспорт
Японія	170	3.6	Автомобілебудування, електроніка
Німеччина	110	3.0	Автомобілебудування, енергетика
Південна Корея	85	4.6	Технології, електроніка
Індія	45	0.7	ІТ, виробництво, сільське господарство
Франція	44	2.2	Технології, фармацевтика
Великобританія	40	1.7	Технології, фінансові послуги

У таблиці 1 представлено дані про найбільших інвесторів у дослідження і розробки (R&D) за 2023 рік. Лідерами залишаються Сполучені Штати, які інвестують 600 мільярдів доларів, що складає 3.2% їхнього ВВП. Це свідчить про потужну базу інновацій у таких секторах, як технології, медицина та енергетика. Китай займає друге місце з інвестиціями в R&D у розмірі 500 мільярдів доларів (2.1% ВВП). Основними напрямками інвестування є технології та виробництво, що підкреслює прагнення країни до інновацій та

модернізації економіки. Японія та Німеччина також залишаються важливими гравцями у фінансуванні інновацій з інвестиціями 170 і 110 мільярдів доларів відповідно. Обидві країни зосереджуються на автомобілебудуванні, що відображає їхні сильні позиції в цій галузі. Південна Корея відзначається найвищим відсотком ВВП, виділеним на R&D (4.6%), що підкреслює високий рівень інвестицій у технології та електроніку. Індія, Франція та Великобританія, хоча й мають нижчі показники, продовжують активно інвестувати в інновації, зокрема у сектори ІТ та фінансових послуг. Джерелами вказаних даних є різні міжнародні звіти та статистичні ресурси, включно з даними з OECD за 2023 рік «Про фінансування R&D у країнах-членах», звіти Світового банку «Світові показники розвитку» за 2023 рік, що стосуються відсотка ВВП, який країни виділяють на наукові дослідження. Додатково, компанія Statista надала статистичні дані про обсяги інвестицій у R&D у всьому світі за 2023 рік, що дозволяє відстежувати динаміку фінансування інновацій. Інформація з Національного наукового фонду США та Європейської комісії також підкріплює аналіз, висвітлюючи основні тенденції у фінансуванні технологій і досліджень. Світовий банк (2023) наводить статистичні дані про витрати на дослідження та розробки, що відображають зростання інтересу до інновацій у сфері кібербезпеки. Дані джерела забезпечують точність і актуальність представлених даних, відображаючи сучасний стан інвестицій у сфері інноваційних технологій.

Висновки

В роботі розглянуто завдання модернізації кіберфізичних систем, що включає аналіз теоретичних аспектів та практичних викликів, пов'язаних із забезпеченням їхньої безпеки. Дослідження підтвердило, що інтеграція штучного інтелекту та нейронних мереж здатна суттєво зміцнити захист КФС, адже ці технології дозволяють виявляти та нейтралізувати загрози на ранніх етапах. Крім того, виявлено, що інноваційні технології грають важливу роль у сприянні сталому розвитку, адаптуючи їх до нових екологічних і економічних

викликів. Перспективи подальших досліджень полягають у створенні систем моніторингу в реальному часі, що дозволить швидко виявляти та реагувати на потенційні загрози. Важливим напрямом стане впровадження нейро-символьного підходу, який поєднує в собі переваги нейронних мереж та символічних методів, що забезпечить ще більшу гнучкість у розпізнаванні та реагуванні на кіберзагрози. Необхідно продовжувати розробку нових алгоритмів, здатних адаптуватися до динамічно змінюваних умов кіберзагроз. Для покращення рівня безпеки та стійкості рекомендується впроваджувати інтегровані рішення, які поєднують традиційні методи захисту з новітніми технологіями, такими як блокчейн та квантове шифрування. Регулярні тренінги для персоналу в сфері кібербезпеки та чіткі процедури реагування на інциденти є критично важливими. Також, запровадження стандартів безпеки та їхнє дотримання можуть значно знизити ризики. Національний науковий фонд США (2023) підкреслює важливість досліджень та інновацій для забезпечення глобальної кібербезпеки, тому співпраця між державними та приватними структурами для обміну інформацією та кращими практиками в галузі безпеки КФС також є невід'ємною частиною забезпечення надійності цих систем.

Список літератури

- National Science Foundation. (2023). *Science and engineering indicators: Global research and development*. NSF.
- OECD. (2023). *Global R&D spending: Trends and forecasts*. OECD Publishing.
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2023). *Financing R&D in OECD member countries*. OECD Publishing.
- World Bank. (2023). *World Development Indicators: R&D expenditure as percentage of GDP*. The World Bank Group.
- Костюк, А. М. (2022). Аналіз загроз безпеці кіберфізичних систем в Україні. *Журнал інформаційної безпеки*, 3(1), 10–18.

- Кравченко, О. М., & Хом'як, В. О. (2021). Сталий розвиток кіберфізичних систем: виклики та можливості. *Журнал системного аналізу та інформаційних технологій*, 2(1), 20–30.
- Петренко, А. О. (2022). Модернізація кіберфізичних систем в умовах нових кіберзагроз. *Наукові праці Інституту кібернетики НАН України*, 4(2), 55–62.
- Чередниченко, В. М., & Садовська, Н. П. (2023). Інноваційні підходи до модернізації систем кібербезпеки. *Наукові записки Львівського національного університету імені Івана Франка*, 12, 15–22.

UKRAINE IS FACING ENVIRONMENTAL AND ETHICAL PROBLEMS OF THE WORLD

Saienko T.V., National Aviation University, Dr.Ped.Sc, Professor of the Environmental Sciences Department, Ukraine

Dudar T.V., National Aviation University, Dr.Eng.Sc., Professor, Head of the Environmental Sciences Department, Ukraine

Abstract

The worldview reflects the degree of our adequacy to the surrounding reality, its ecological assessment, the state of our and public health, as elements of nature, and an inadequate worldview leads to a decrease in moral and ethical potential, the disappearance of the concepts of honor, conscience, responsibility, weakening of the influence of education, science, culture, a healthy (naturally harmonious) way of life. The expediency of the transformation of the system of upbringing, education, thinking of people, especially young people, to anticipating and predicting the future is indicated; the confirmed role of environmental education, noosphere education for the conscious implementation of the Laws of Nature, the provisions of the Pedagogical Constitution of Europe, the Code of New Civilization, where awareness of the ecology of the soul, the inner world of man, the spiritual sphere in general, leads to a harmonious, environmentally safe, nature-compliant existence and development.

Introduction

After two years of war, we can say for sure, without exaggeration: Ukraine is in the center of attention of the whole world thanks to the stability, courage, and professionalism of the soldiers of the Ukrainian Armed Forces. The country suffers from shelling, the loss of the economy, infrastructure, the flower of the nation - young patriots who have been defending their country from the Russian invasion for 10 years. At the same time, Ukrainians are confident in Victory and are actively

thinking about the future. They are closely connected with Nature, aware of their place in the Universe, created according to the **program of the Creator (generating center - gecen)** (Bugayev, 2020). This network is wave, because it is formed in the field environment of the World. The planet Earth provides general development to mankind (Bugayev, Rudko, Biliavskiy, & Yatsishin, 2018), a more powerful self-organizing system in which our civilization is embedded. Wave Mechanics states that we are able to influence the World, manage our development by making Choices through the definition of Goals, and harmonize our progress. For this you need: 1) to understand the current state; 2) formulate a goal, develop a program for the future; 3) determine actions, assess obstacles, prepare personnel; 4) begin to act, adjusting the action plan with the current state.

There is no goal - there will be no development! If we do not realize the goal, then we will unconsciously be guided by the imposed goal, which will determine the scenario of the future. Reality is the intersection of a dual process: the movement of energy flows (events) from the future to the past, and from the past to the future. Streams go from the Creator (gecen) to the Creation and, at the same time, from the Creation to the Creator.

The goal of the country is to preserve itself as an element of the anthroposphere; the goal of the nation is to carry its national idea; the goal of the (real) elite is to reflect the will of the nation, the people, and their hopes. The vector of the movement will depend on the dominance of honest people devoted to the national cause. The people of Ukraine dream and desire justice in the distribution of natural wealth, profits, spiritual and physical flourishing, conscious freedom, creative expression of will, an optimally modern, scientific, traditionally balanced system of upbringing and education, health care for noospheric development with ecological thinking, consciousness, worldview, ethics, culture in general (Bugayev, Dudar, & Saienko, 2023).

Currently, we live in the era of Global Changes, where the main role is played by state-civilizational processes with the rapid development of science, technology, and technology, and together with them, there is an increase in wars, violence,

increasing polarization and conflicts, which lead again to another war. In general, this is a planetary process, i.e. initiated by a planet that serves its purposes - the transition to the state of a star, as planets grow and turn into Stars. Such a concept states the real state of affairs in the Cosmos, where the energy of mankind turns into the energy of the planet, and social activity is correlated with the geodynamic activity of the Earth.

Thus, it is desirable for Ukraine to join the new planetary process that began with the Age of Aquarius, when a new, "spiritual person" is formed, new relations in society, where morality and law flourish; a new socio-cultural process, new mechanisms of managing society and a system of political and state power, where a national highly professional elite with high culture, a new worldview reflecting the synthesis of science and religion, dreamed of by the enlighteners of the past, in particular G.S. Skovoroda and V.I. Vernadskyi. On this basis, the ideas of G.S. Skovoroda echo the teaching of V.I. Vernadskyi about the noosphere and noospherogenesis, in which the academician indicates the transformation of man into a "powerful geological force" that changes the planet and the nearby Cosmos with the "power of thought" (Bugayev et al., 2018).

Presentation of the main material

A person lives in the World of waves and is, first of all, a wave structure, and only then the atomic-molecular and carbon-oxygen structure of his biobody - the space suit of the soul. The basic law of the wave environment (**the Law of Resonance**) is reflected in the ancient proverb "As you shout, you will receive such an echo", that is, communication concerns the moral sphere, ethics - the core of human health (Bugayev, 2020). At the same time, 3 strategies are implemented, based on: 1) deception, lies and violence; 2) freedom, respect and love; 3) "reasonable egoism" - a mixed form. Currently, a critical mass of new people is accumulating in society, after which there will be a leap to a new state and understanding of the World. Unfortunately, modern education does not always ensure the harmonious development of the individual, providing only professional training for specific social activities. It is spirituality that "makes" a person a person, and

civilization - humanity, educates a personality in the dimensions of the social ideal (Andrushchenko, 2021). Higher education, in particular, should be based on the processes that will determine the image of the 21st century: globalization, ethno-renaissance, digitalization, the development of qualitatively new technologies, the formation of a world culture: reasonable restriction of consumption and mechanization (Sauch, 2021).

Noospheric education should form such consciousness, thinking, worldview, which will contribute to the transition of the individual and society to a new level of existence generated by the Creator, that is, it is necessary to teach how to live in the World of feelings and relationships, to ensure not only the hygiene of the body, but also of the soul: to understand parents, friends, other people, to navigate the flow of life, where we depend on each other, on the planet, the Cosmos, even the Universe.

Thus, it is proposed to build the foundation of conscious intelligence, turning to spiritual truth (Genon, 2020). At all times, participation in the arts and culture served as a basis for creativity and emotional development of the individual. Artistic images preceded a new wave of scientific progress, created a kind of phantom - a hologram - of the future material embodiment. It is necessary to implement disciplines that form a system of values, moral guidelines, the choice of priorities, educate stability, moderation, honesty, openness, responsibility, respect for nature, love for people, the principle of "do no harm", develop creative potential, form a transition from linear ideas to multidimensionality, removing the barrier between living and non-living, knowledge of universal Laws and Principles.

In the polyvorticity model, the noosphere is divided according to its parameters into three regions: two opposite regions and one in the middle, which connects the previous ones (Bugayev, 2020). In terms of destruction and creation, light and darkness, or in parameters of frequency, amplitude, temperature, etc., the noosphere distinguishes the divine sphere (pneumatosphere according to P. Florensky), the demonic and the psychosphere (the realm of human souls). The pneumatosphere corresponds to the high-frequency part of the noosphere, which is topologically correlated with the upper layers of the atmosphere, the ionosphere, cold and the high

spiritual aspirations of people. The demonosphere corresponds to the low-frequency part of the noosphere, which is associated with the lower layers of the earth's crust, with fire, and the lowly passions of people. The ground part corresponds to the psychosphere, where the "noosphere" of the landscape is also located.

In evolutionary terms, the anthroposphere is viewed, on the one hand, as a single entity, and on the other, as steps or stages of the existence of the relevant human populations: Neanderthals, Cro-Magnons, homo sapiens, who perform their own mission on the planet. Moreover, due to the properties of the life cycle, each subsequent stage is shorter than the previous one, but more intense, more structured and more complex (smarter). The anthroposphere is an evolutionary product of the humanoid sector of existence, because humanity provides additional energy for the transition from the state of the planet to the state of the star.

Homo sapiens began to implement the idea of producing more than consuming, which led to the emergence of a state-civilization process that generated aggression and violence, constant wars, that is, negative energies (emotions) that feed the lower worlds, topologically located in the lower layers of the planet. The growth of these worlds leads to energy enrichment of the planet and an increase in its mineral mass. Among philosophers and scientists, the prevailing opinion is that humanity guides its development independently, but this idea is a consequence of the assumption that the planet is a dead body. This is not true at all! The planet, as a powerful living self-organizing system, determines the evolution of humanity and directs its development as one of its elements.

As long as man was weakly organized, was in harmony with nature and did not go beyond the ecological laws of the biosphere, he allocated little energy to the fund of the planet. Due to glaciation in the process of geodynamic reconstruction of the Earth, the planet hardened humanity, rejecting its gene pool and memory pool, and in the last phase of the development of the anthroposphere, it formed the **state-civilization process (SCP)**, the carrier of which became the European race. The result of cerebral palsy was the increased work of the left hemisphere of the brain and related logical thinking, the emergence of writing, the awakening of other areas of the

brain that are "sleeping" during the functioning of only sound language, and responsible for planning and constructing the future.

SCP arose on the eve of the expansion of the planet, provoking ideas of domination, violence, aggression over people, the biosphere, the planet, squeezing more negative energy through wars, slavery, oppression. He, like mold, began to spread throughout the planet, absorbing and destroying tribes and ethnic groups, transforming them into nations. If the patrimonial process gave birth to ethnogenesis, then SCP is natiogenesis, where a nation is a collection of ethnically heterogeneous groups of people, co-organized into a single entity by the power of the state. Relations between people in the nation are, first of all, state and territorial-legal. The classic example of a nation is the United States of America, which is ethnically heterogeneous but cemented by a single state law, a single territory, and a single government. And also modern Britons: whose various ethnicities (Picts, Scots, Britons, Gauls, Angles, Saxons, Danes, Normans, etc.) melted in a single state cauldron for two thousand years until they formed as the British nation.

SCP created a single human population, a society with a single noosphere. In this he was helped by two others: the **cultural-religious process (CRP)** and the scientific-technological or **scientific-technical process (STP)**, which the SCP conquered. Modern globalization, the Internet, terrorism, world religions, banks, transnational corporations are the consequences of the three mentioned processes, and SCP has become the main factor in shifting social energy to the negative, as the number and power of wars, violence, and destruction have increased. This fundamental fact turned out to be so common that it goes unnoticed by science.

Let's consider in more detail the CRP as a mechanism for the formation of an ethnic group, and then a nation. The first man began to transform the environment around him, starting human culture, but he did not yet do anything fundamentally new, special and behaved at the level of the plant or animal worlds. **Adaptation and transformation of the environment** were launched by the given of the Universe, that is, the Creator, and their difference was only in the speeds of these processes.

Culture is a tool by which living organisms coordinate their actions with the surrounding natural environment in order to survive in it and expand their influence on it. It is characteristic of any system: vegetation changes the parent rock, turning it into soil, creating a microclimate around itself; the animal world forms the beginnings of many human cultural actions (building and mineral resources, fossil fuels); planet - forms its shells from ether and space material. A person does not realize that he is performing the tasks that the planet sets for him in terms of adaptation in space. Planets also grow and become stars, and humanity is used (even the entire biosphere!) as a tool **to transform the biosphere into the noosphere.**

Let's consider culture in its diversity and highlight the main functions:

1 - establishing a connection with *gecen* (Creator) in his two guises: positive and negative;

2 - inclusion of the individual in society, i.e. establishing a connection with the "spirit of the ethnic group";

3 - establishing a connection with the "spirit of nature", that is, adapting to the natural habitat and transforming it into an artificial environment;

4 - establishing a connection with the cosmic Law of co-organization (*aratta*) and following it on Earth (norms of communication between members of society and the environment);

5 - creation of a base for adaptation and survival (language, social institutions, rituals, equipment, technologies, etc.);

6 - extraction, processing, use of natural resources (substances, energy, information) to maintain material well-being;

7 - transformation of the planet, humanity, ethnic group, man in the direction from the planetary form of existence to the star form, and then to the cosmic (field);

8 - awareness of the action of the Cosmos, the Universe.

These functions form **structural elements of culture** as systems:

- general spiritual values of an individual, ethnic group (identity);
- the individual himself, ethnos, as the bearer of a certain culture;
- habitat;

- the way of organizing the life of an individual, ethnic group;
- cultural tools (symbols, rituals, language, social institutions, technology);
- methods of extraction and transformation of resources (hunting, fishing, animal husbandry, agriculture, crafts, etc.);
- obtaining knowledge and technologies;
- the reverse influence of the natural environment and Space on culture.

Integrity is a fundamental property of culture. Its core is mythology, religion, morality; its periphery - economy, science, technology. The driving force of culture is the difference of potentials, that is, conflict. The level of culture is determined both by the degree of mercy of its bearer, which is determined by the appropriate connection with the Creator and his hypostasis, and by the degree of freedom of human thinking, his ability to reevaluate values.

Culture is often perceived as a living organism. When considering any living organism at the structural level of the organization of matter, it is necessary to take into account both its material body and the field (energy-informational body), the "initial self" (primary algorithm, part of the hetsen of the Universe). Everything together forms an inseparable complex. Focusing on highlighting only the material (external) part leads to incompleteness of knowledge. Modern human culture is not yet aimed at the comprehensive use of the entire structure of individuality, in particular field, energy, and this is its essential drawback.

The result of culture is the acquisition of new knowledge and technologies for successful adaptation in the surrounding natural environment. But knowledge is formalized, objectified, that is. become dead, which leads to a deterministic, fatalistic attitude to the World, as external to the individual. But the World is alive: it vibrates, trembles, constantly changes, does not coincide with its artificial model. A conflict arises, which leads to stress and illness, because truth is the degree of correspondence of our perception of reality. For a person to successfully survive in the world, the degree of correspondence, or the coefficient of truth of our knowledge to reality itself, must be at least 97-98%. In order to avoid stress and stay "on the pulse" of Being, it is necessary to abandon old knowledge and stereotypes. Knowledge is the

choice of an option from a certain set, so there must be a choice of many levels, frequencies, parameters, etc. After all, new and new alternatives open up to a person and they must be given a way into life.

In general, the result of culture is the transformation/transmutation of an individual/ethnic group and its environment. The individual must transform at the same speed as his place in nature, and at the end of the cycle outpace it in order to withstand the blows of a new environment, a new wave of transformation, or the so-called "end of the world."**Who do not change die!**

Looking at culture as a mechanism for transforming the natural environment into an artificial one and the inevitability of this process allows one to avoid moral trauma, the feeling of guilt that we are destroying Nature, destroying it. Man must transform wild nature in order to exist and create his world. Moreover, it is called by the planet in order to change it and help to pass into the state of the star. The increase in the mass and diversity of the biosphere is correlated with the increase in the surface area of the globe and the activity of tectonic movements. The appearance of humanity (the anthroposphere) accelerates this process even more, and man appears at the final stage of his transformation into a star, helping it, but not being aware of the process itself.

If we talk about religion, we can say that the people of the new culture will not need the church as an intermediary. Especially since today this organization is strongly demonized. Mediation is necessary for the weak, and for many it is, unfortunately, just business. Researchers have long spoken about three sources of perversion of faith: the existence of mediators between God and people, the existence of miracles that seem to confirm the prophecies of priests, and the existence of holy words that express the "will of God" and therefore are "infallible." The Creator is present in everything through the structural wave nature and genetic code (icosahedron-dodecahedral). Everyone perceives the breath of the Creator, his energy-informational pulsation according to his own development, therefore the search for God, adjustment (religion is adjustment to the Higher Power) should be everyone's personal matter.

So far, most people are weak and lazy, not ready to establish a "connection" with the Creator, to prepare and survive the Age of Changes, which is approaching like another Flood. Nietzsche said that people look for a prophet because they do not want to look for themselves. People want to hide behind the messiah, the savior, the church, believe in them, remove the burden of self-realization and work on themselves. The beloved disciple of the Buddha, Ananda, followed him on the roads of India for forty years, listened to sermons, saw cases of awakening and enlightenment of others, but did not achieve this himself and did nothing for himself. Buddha, his teacher, paved the way for him to the original Self, and from that to the Creator himself. And only the death of the Buddha shook Ananda, freed him the way to enlightenment. Therefore, the Zen religion advises rejecting mediators-prophets, so that they do not block the way to a direct meeting with the Creator and two-way contact with him (energy information exchange) and communication. The pre-Christian faith of our ancestors – heathen, ethnoreligion - was just like that, they considered themselves grandchildren of God, not slaves who constantly ask "give, give, God give" (Lozko, 2023).

It is quite impartial to read the Gospel and understand what did G.S. Scovoroda (Saienko, Dudar, 2023) what is the purity and quality of the church egregor, which contributes to intolerance, narrow-mindedness, inquisition, and religious wars. These phenomena are a vivid example of the Roman Popes and the Moscow Patriarchate.

It should be noted that the idea of "salvation" could not be born in the cultures of the peoples of nature, to which the Ukrainians belong by their roots up to the Trypilians and beyond. That is, among those peoples who harmoniously existed with the surrounding natural environment and transformed it in a balanced way in cosmic rhythms. It would be quite fair to say that "man", "land", "work" and "mother" are the main and supporting categories of Ukrainian culture that provide it with an organic systemic, natural integrity (Andrushchenko, 2023).

The idea of the Savior arose during the decline of culture, or as a protest against the orientation of religion towards death, the dictates of external forms, which happened to the Jews, "the lost sheep of the house of Israel" (Matthew 10:6). They

felt themselves to be a foreign ethnic group in relation to other peoples of the Earth and could give birth to the idea of salvation and create a religion inside out: to the connection with the Creator not in a positive, but in a negative aspect, "for the Son of Man came to draw down and save the lost", "but if not repent, you will also perish" (Luke, 19:10, 13:3).

Today, it is necessary to teach not others, but ourselves to work on ourselves, to realize that the transformation of the World begins with our own change. This is intelligence and spirituality, because by transforming, we are heading into the future, or rather, we are creating this future as something new. Without changing, we sink into the past, freeze, ossify and die. With his impulses, the creator pushes towards changes, towards the future, but the choice is made by everyone himself (Saienko, 2020).

Conclusions

Summarizing the properties of a person of a new culture, we can assume that he will be:

- understand the structure and rhythm dynamics of the World and oneself;
- to know who the Creator is and his hypostases; what are religions, mechanisms of communication with the Creator, ways of establishing interaction with him without intermediaries;
- to harmonize the attitude towards one's own kind and all objects of the World;
- to be able to use your body as the most perfect and powerful device;
- to be able to configure oneself as a complex system consisting of two complementary bodies: material and energy-informational, separating, if necessary, one from the other;
- to live in a new, spiritual socio-economic system that does not provoke, but excludes wars, conflicts, hatred, envy, suspicion;
- to be able to tune in and draw energy directly from the Primary energy ocean (ether), without dissolving in it.

Man, forming a new culture, increases its volume and remains a part of nature: some hide behind this shell, and intelligent people use it like a space suit to travel the World. The purpose of life is to rejoice in it, to constantly change, to create new things, expanding the environment, to do everything so that the truth wins.

The egregors of the states, especially today, are directed to the connection with the lower worlds and strongly pump people's energy to them. This is their destructive force and power, since the energy activity of the mentioned process increased from its beginning to the end of the 20th century. by 6-7 orders of magnitude, i.e. millions of times! Unfortunately, world religions contributed to this state of affairs. Christianity, declaring its focus on the positive aspect of the Creator (God), objectively strengthened the lower worlds (negative energies), their consolidation, potential, since the main task was the fight against demonic forces. Science, having turned into the world "religion" of society, also contributed its man-made "fruits" in the same direction with even greater destructive power. Violence, aggression, disharmony are increasing in all spheres of human activity. Modern music, art, architecture, and medicine have become carriers of human pathologies and diseases.

If earlier the house performed the function of a protector, a healer, relieved tension, was built according to natural and golden proportions (irrational modules), then with the advent of standardization and rational modules in construction, a modern apartment building lost the function of harmonizing a person with the environment, and became a source of diseases and pathologies. The researchers note: among the circumstances that support the ecological crisis situation in the countries, there is a factor that is almost not noticed and is not evaluated from a scientific point of view: the architectural environment, formed according to normative methods, generates an anti-social atmosphere due to the inconsistency of the principle of harmony. This leads to the leveling and suppression of a person's psychophysical functions, his creative potential and vitality.

The disharmonious state of the environment supports the conditions leading to genocide on a global and regional scale. It is worth increasing holiness, spirituality (high-frequency spectrum of oscillations). To inhibit the processes of the transition of

a planet into a star and a person into a planetary form is the same as accumulating steam pressure under the lid of a boiler without releasing it. Then sooner or later the boiler will explode by itself!

Ukrainians, an ancient nation that has been fighting for independence and freedom for centuries, today suffers the most from injustice, violations of international law, treaties, criminal actions of a defiant neighbor and internal enemies. They heroically and sacrificially resist the universal evil, protecting other peoples from the same fate with their lives and are ready to accept the majestic mission of the center of crystallization of the new World with a bright, noospheric progress, setting an example of stability, indomitability, the power of the divine spirit of Truth.

References

- Andrushchenko, V. P. (2021). Systemna diagnostika osviti [System diagnostics of education]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 1(80), 5–12. [in Ukrainian]
- Andrushchenko, V. P. (2023). Kategorii ukrainskoi nazionalnoi kulturi: filosofsko-culturologichna refleksia [Categories of Ukrainian national culture: philosophical and cultural reflection]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 2(89), 5–17. [in Ukrainian]
- Bugayev, O. P., Rudko, G. I., Biliavskiy, G. O., & Yatsishin, O. V. (2018). *Ecolohichna bezpeka ludiny u Vsesviti: resursno-enerhoinformatsiiniy aspect* [Environmental safety of man in the Universe: resource and energy information aspect: in 2 vol.]. Kyiv – Chernivtsi: Bukrek, vol. 1, 544 p., P. 408. [in Ukrainian]
- Bugayev, O. P. (2020). *Codeks novoï tsyvilizatsiy: osnovy ecolohichnoi bezpeky* [The Code of the New Civilization: Basics of Environmental Safety]. Kyiv: SPD Pavlenko Publishing House, 623 p., P. 294. [in Ukrainian]
- Bugayev, O. P., Dudar, T. V., & Saienko, T. V. (2023). *Ecolohichniy prostir zdorovya: usvidomlene programuvannya* [Ecological space of health:

- conscious programming]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 3(90), 36–42. [in Ukrainian]
- Genon, R. (2020). *Kriza suchasnogo svitu* [The crisis of the modern world]. Kyiv: Plominy, 212 p. [in Ukrainian]
- Lozko, G. (2023). *Etnologia religii: naukovi statti* [Ethnology of religion: scientific articles]. Mikolaiv: Ilion, P. 32–43. [in Ukrainian]
- Saienko, T. V., & Dudar, T. V. (2023). Ecologichna (prirodovidpovidna) etika G.S. Skovorody [Ecological (nature-appropriate) ethics by G.S. Skovoroda]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 2(89), 94–101. [in Ukrainian]
- Saienko, T. V. (2020). Enerhoinformatsiyni potentsial osobystosti u konteksti noospherohenezu [The energy-informational potential of the individual in the context of noospherogenesis]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 3(78), 33–40. [in Ukrainian]
- Sauch, P. (2021). *Vischa osvita: portret bez fantaziy i prikras* [Higher education: a portrait without fantasies and decorations]. *Vischa osvita Ukraini: teor. ta nauk.- metod. chasopis*, 1(80), 13–19. [in Ukrainian]

IMPLEMENTATION OF THE DIGITAL UNIVERSITY CONCEPT TO ACHIEVE SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Bobro N., PhD, Director of the Digital Department of the European University,
Director of the NooLab & AI of the European University Research
Laboratory, Private Higher Education Institution "European
University", Ukraine, Switzerland

Abstract

The article discusses the concept of a digital university as an important component of the modern digitalization of education, which can transform traditional approaches to education and contribute to the achievement of sustainable development goals. It is emphasized that although digital technologies are being actively introduced into higher education, their integration with the principles of sustainable development remains insufficiently researched. The relevance of the topic lies in the need to find new models of interaction between digital technologies and educational practices that would contribute to the formation of an innovative educational environment focused on the sustainable development of society. The novelty of the study lies in the development of approaches to the integration of two key megatrends - digitalization and sustainable development - within the concept of a digital university. The article explores the possibilities of using the concept of "smart education" to create an innovative educational environment that meets the modern challenges of the globalized information society. The advantages of using digital technologies, such as adaptive learning systems, virtual learning environments, and artificial intelligence, to improve the quality and accessibility of education are analyzed. The introduction of a digital university is seen as a means of reducing educational inequality and increasing social mobility, which are important conditions for sustainable development. At the same time, the author points out the challenges associated with a decrease in interpersonal interaction in the educational process, which may negatively affect the development of student's critical thinking and

communication skills. To overcome these problems, the author proposes to develop new pedagogical approaches that will promote active interaction between teachers and students. The article also substantiates the need to adapt educational programs with the integration of knowledge about sustainable development and digital tools, which will ensure the harmonious development of education in the context of sustainable development.

Introduction

The concept of a digital university is an important component of the modern digitalization of education, which is rapidly evolving and transforming traditional approaches to learning. However, despite the considerable attention to digitalization, the integration of this concept with the ideas of sustainable development has not yet received sufficient research and practical solutions. The relevance of the topic lies in the need to find new models of interaction between digital technologies and education for sustainable development, which can contribute to the formation of an innovative educational environment focused on sustainable development of society. The novelty lies in the development of approaches to the integration of two key megatrends - digitalization and sustainable development - within the concept of a digital university.

The purpose of the study is to identify ways to effectively implement the concept of a digital university, taking into account the requirements of sustainable development, to analyze the challenges and prospects of integrating digital technologies into the educational process to create an innovative environment that will contribute to the sustainable development of society.

To achieve this goal, the following research tasks have been set:

1. To analyze the concept of "smart education" in the context of modern educational trends and their impact on the educational process.
2. To identify global educational opportunities for the digital university to ensure inclusive and quality education.

3. To study the digital university in the context of sustainable development as a tool for overcoming educational inequality and promoting social mobility.

The research methodology is based on a theoretical analysis of the key aspects of integrating digitalization and sustainable development in education. The main approaches are the analysis of the concept of "smart education" in the context of modern educational trends, as well as the study of global educational opportunities of the digital university. The research focuses on the impact of digital technologies on the educational process, with an emphasis on their potential to improve the quality and accessibility of education. A qualitative analysis of scientific papers and articles related to the digitalization of education is used to identify the main challenges and prospects associated with the implementation of digital universities in the context of sustainable development.

The logic of the study's presentation involves a step-by-step disclosure of the key aspects of the integration of digitalization and sustainable development in education. The first part of the article discusses the basics of the concept of "smart education", in particular its impact on innovative educational practices and the information component of learning. The second part analyzes the global educational opportunities of the digital university. The third part is devoted to the study of the digital university in the context of sustainable development and identifies the key aspects of integrating knowledge about sustainable development into the educational process with the priority use of digital tools.

Thus, the study aims to develop new approaches to education that meet the requirements of modernity and contribute to the sustainable development of society.

The concept of "smart education"

Education, as a complex system that includes a material and technical basis, is first and foremost a highly dynamic information and communication process that takes place within the framework of "human – society – nature" interaction. The dominant form of interaction in this system is the movement of "educational information", which determines its priority among other types of interaction

(Kolodinska, Skliarenko, & Nikolaievskyi, 2022; Yahodzinskyi, 2015). The information component of education, as its fundamental characteristic, is strengthened in the context of the processes of informatization and futurization of education, which stimulate the development of innovative and advanced educational practices. The active use of information technologies in education is a direct consequence of its informational nature and contributes to the increase of its social efficiency.

Despite the fact that education is only one of the components of the cultural and civilizational process, it has emerged as one of the main forms not only for the socialization of the individual in the present and future but also for the continuation of culture. Cultural information is transmitted from previous and current generations to future generations and is also created by current generations for the survival and further gradual development of all mankind. Education is one of the main vectors of civilization's movement into the future and depends not only on the technologies and forms of this movement but also mainly on the content of the image of this desired future.

The process of informatization of education and the emergence of its digital forms are accompanied by a significant expansion of the educational information base, especially in the context of digital transformation. An important component of this process is the concept of "smart education", which is a systemic characteristic of the entire digital trend in modern education (Skliarenko, Yahodzinskyi, Nikolaievskyi, & Nevzorov, 2024, p. 52). Thanks to smart education and other information and communication smart processes, the "transfer" of learning to an interactive digital environment is largely realized.

Traditional information technologies are being replaced by smart technologies, which are characterized by a set of properties that allow a device to be adapted to the needs of the user during its operation. Moreover, it is on the organizational and technological basis of smart education, which forms the conditions for effective open distance learning, that not only remote (in space) but also advanced (in time) forms of education are emerging, which contributes to the strengthening of the information

orientation of education and the further development of the information culture of society.

"Smart education" is an innovative educational paradigm based on the integration of information technology and traditional teaching methods. Thanks to networking tools, it provides dynamic interaction between participants of the educational process and the environment, facilitating the acquisition of in-depth knowledge, practical skills, and competencies necessary for successful adaptation to the conditions of the modern information society. It is important to emphasize that the technological component of smart education is not an end in itself, but serves as a tool for updating and enriching the content of education.

While the term "smart education" is a convenient way to describe current trends in education, it does not fully reflect the depth and scope of the changes taking place. Today's use of digital technologies in education, while expanding learning opportunities, is mostly limited to adapting traditional educational methods to the new environment. However, the potential of "smart education" lies in much broader transformations that go beyond the mere introduction of digital tools. In the future, "smart education" may become a basic model of "noosphere education," where technology serves as a tool for developing intelligence, creativity, and critical thinking, and where the content of education meets the challenges of the global information society.

Global educational opportunities of the digital university

Digital technologies in the educational process are becoming an integral part of the modern academic environment, significantly changing approaches to learning and providing wider access to quality education. The concept of a digital university, which integrates modern digital technologies, such as virtual learning environments, adaptive learning systems, artificial intelligence, big data, the Internet of Things (IoT), etc. into all aspects of higher education institutions, is a promising tool for achieving the Sustainable Development Goals (SDGs), in particular Goal 4 - ensuring

inclusive and equitable quality education and promoting lifelong learning for all (Khomenko, Paustovska, & Onyshchuk, 2024; Huk, & Skliarenko, 2022).

One of the key components of a digital university is online platforms that provide an opportunity to receive education regardless of geographic location, socioeconomic status, and cultural background. This is especially important for regions with limited access to traditional forms of education. Online education reduces the barriers associated with physical presence in educational institutions, providing equal access to academic resources for a wider range of applicants. As a result, the educational level of the population is growing and social mobility is increasing, which is an important condition for the sustainable development of society.

Another important feature of a digital university is the ability to personalize learning, which allows for the individual needs and characteristics of each student. Thanks to the use of adaptive learning platforms, students can choose the pace, duration, and content of their studies in accordance with their own interests and professional goals. This helps to increase the efficiency of the learning process and improve academic results, as students are able to learn more deeply, focusing on the topics that are most relevant to them.

Another important aspect is the integration of a digital university into the global educational ecosystem, which allows it to use the experience and best practices of the world's leading universities. This improves the quality of curricula, increases the level of competence of teachers, and gives students the opportunity to engage in learning using advanced methods and technologies. Access to lectures, webinars and interactive courses developed by leading experts in various fields of knowledge ensures continuous updating of educational content and adaptation to modern labor market requirements (Bobro, 2024, p. 13).

In addition, the introduction of a digital university helps to reduce tuition costs, which is an important factor in ensuring the affordability of education. This form of education can significantly reduce the cost of living, transportation, and other related expenses, and provides the opportunity to receive free or conditionally free education,

which is especially important for countries with low incomes. This creates the preconditions for overcoming educational inequality and promotes socio-economic stability.

Thus, digital universities are characterized by relevance, practicality, flexibility, mobility, accessibility, distance, convenience, and efficiency, which lead to the growth of opportunities and means provided by new digital technologies and innovative pedagogical tools. This form of education is gradually becoming part of the modern, and even more so, the future education of the globalized world, and there is a fairly rapid growth in the number of applicants to institutions with this form of education (Kozhyna, 2022; Filosofiia osvity, 2021).

At the same time, the digital university is characterized by a number of features, including a shift in emphasis to the learning component of the educational process, which reduces the importance of other pedagogical functions recognized by traditional pedagogical science. In particular, the prioritized use of online courses, video lectures, and other digital technologies reduces opportunities for direct interpersonal communication between teachers and students. This limits the ability of students to ask questions and receive individualized answers, reducing the educational process to the standardized delivery of pre-prepared material. Improving the efficiency of the educational process through digital technologies is often considered only in the context of pedagogical feasibility, without taking into account the impact on social interactions in general, which requires additional research to assess the social consequences and impact on the development of students' interpersonal communication skills.

Digital university in the context of sustainable development

Sustainable development is defined as a strategy of progress aimed at achieving harmonious interaction between society and nature, which ensures that the needs of the current generation are met without increasing the risks to future generations and all of humanity. This concept covers not only environmental threats but also all potential risks to the existence of civilization that were previously

ignored, demonstrating the need for a global rethinking of development priorities. Thus, sustainable development is fundamental to the survival of not only individuals but also the entire humanity in the face of the growing challenges of the modern world (Lopuschnyak, Chala, & Poplavska, 2021; Bobro, 2024).

This shift in priorities does not mean ignoring the importance of the individual but rather demonstrates that without ensuring the stable existence of all humanity as a single system, no individual can live and develop fully. This approach shifts the focus from the interests of the individual to the global context, emphasizing the need to take into account the long-term prospects for all of humanity. This new form of humanism sees humanity as a unique stage of evolution, responsible not only for its own preservation but also for the future of life in the universe.

That is why the new model of cultural and civilizational development is more humane, focusing on a strategic perspective that provides for the needs of not only the present but also future generations. This model takes into account the not yet sufficiently realized, but extremely important anticipatory humanistic need of all mankind to ensure its long-term existence both on the planet and beyond. However, from the point of view of the traditional understanding of education, future generations are left out of the picture because they are not yet involved in decision-making. In accordance with the concept of temporal integrity, the educational process should take into account the needs of all three generations: past, present, and future, including those who have not yet been born (United Nations, 2015). Sustainable development emphasizes the intergenerational continuity of knowledge, which requires a new approach to education that can ensure the preservation and transmission of cultural and civilizational values for the preservation of humanity.

That is why it is extremely important to raise awareness of the importance of disaster prevention and develop crisis management skills in the minds of the entire world's population, which are necessary to prevent irreversible disasters that can cause irreparable damage to all of humanity. The realization of this task requires significant changes in the education and training system, which must be adapted to effectively transfer knowledge and skills in a global context. The introduction of

knowledge about sustainable development into educational programs requires the integration of new scientific approaches that take into account the global environmental, social, and economic aspects that are the focus of sustainable development science.

It is obvious that the transformation of the current education system into an education for sustainable development (ESD) system cannot happen in a short period of time. It will take at least several generations, during which the share of people capable of making responsible decisions and realizing the need to move towards global sustainability will gradually increase. However, it is important to understand that from a time perspective, the ESD should be formed much earlier and faster than sustainable development itself on a global scale, as it is the key tool for achieving this goal. Thus, the ESD should act as a priority and leading mechanism that ensures a proactive transition to a sustainable future, becoming an integral part of a new civilizational model of development that can prevent global disasters and ensure the preservation of the planet and humanity.

At the same time, it is clear that there is a need to orient education towards the future, which involves not only studying the past and present state of civilization but also bringing the desired global sustainable development closer. In this context, there is a need to strengthen the interaction between two key megatrends: digitalization and sustainable development. To achieve the social efficiency of education and intensify its development in this direction, it is advisable to actively use digital technologies, including the creation of an autonomous digital university. The most obvious solution is to integrate knowledge about sustainable development into the educational process with the priority use of digital tools, which will improve the quality of education and provide wider access to the necessary information.

Implementation of the proposed solution in practice is challenging, as combining digitalization with educational content on sustainable development requires a high level of training and adaptation of teaching staff. The most rational step in this direction is to integrate such knowledge into professional development programs, which will allow teachers to effectively use digital tools in the educational

process. In the future, the digitalization of education has the potential to intensify educational programs in the context of sustainable development, but this goal can only be achieved through profound transformations in the entire education system, which will require systemic changes at the global level.

Conclusions

The paper considers the importance of implementing the concept of a digital university for achieving sustainable development. The findings of the study confirm that the integration of the digital university concept is an important step in the transformation of the educational system that meets the challenges of the modern information society. Digital technologies, such as online platforms and adaptive learning systems, provide access to quality education for a wide range of students, including those with disabilities within traditional educational models. This contributes to improving the educational level of the population and social mobility, which are key aspects of sustainable development.

However, the implementation of the digital university concept is accompanied by a number of challenges, including a decrease in the importance of interpersonal communication in the educational process. This can have a negative impact on the development of critical thinking and teamwork skills among students. To overcome this problem, it is necessary to develop new pedagogical approaches that will promote active interaction between teachers and students. Such interaction is critical for creating an interactive learning environment that supports deep learning and the development of social skills necessary in the modern information society.

In order to effectively implement the concept of a digital university, it is necessary to adapt educational programs by integrating knowledge about sustainable development with digital tools. This will require the professional development of teaching staff and the provision of appropriate resources, which will allow for achieving high-quality education and compliance with the modern requirements of society, thus ensuring harmonious development of education in the context of sustainable development.

The concept of a digital university as a tool for sustainable development requires further theoretical substantiation and empirical verification. In particular, research aimed at developing theoretical models of adaptive learning, personalization of educational trajectories and integration of digital technologies into the educational process, taking into account the principles of pedagogy, psychology, and sociology, is relevant. An important aspect is the development of conceptual frameworks for the formation of digital competencies of the future and the integration of interdisciplinary approaches in the context of sustainable development.

References

- Bobro, N. (2024). Key aspects of digital economy development. *Mizhnarodna naukovo-praktychna konferentsiia «Finansovo-ekonomichna systema natsionalnoi ekonomiky: stan ta perspektyvy rozvytku»*, 11–14. <https://doi.org/10.36059/978-966-397-392-0-2>
- Bobro, N. S. (2024). Tsyfrova platforma yak suchasna orhanizatsiina innovatsiia [Digital platform as a modern organizational innovation]. *Investytsii: praktyka ta dosvid*, 1, 63–66. <https://doi.org/10.32702/2306-6814.2024.1.63> (in Ukrainian)
- Filosofii osvity: navchalnyi posibnyk* [Philosophy of education]. (2021). Kyiv: Vydvo NPU imeni M. P. Drahomanova, 348 p. (in Ukrainian)
- Huk, P. V., & Skliarenko, O. V. (2022). Ekonomichna dotsilnist modernizatsii pidpriemstv z vykorystanniam avtomatyzovanykh system [Economic feasibility of modernization of enterprises using automated systems]. *Ekonomika i upravlinnia*, 2, 103–112. <https://doi.org/10.36919/2312-7812.2.2022.103> (in Ukrainian)
- Khomenko, O. O., Paustovska, M. V., & Onyshchuk, I. A. (2024). Vplyv interaktyvnykh tekhnolohii na protses navchannia i rozvytok zdobuvachiv vyshchoi osvity [The influence of interactive technologies on the learning process and the development of higher education students]. *Naukovi innovatsii*

ta peredovi tekhnologii, 5(33), 1222–1231. [https://doi.org/10.52058/2786-5274-2024-5\(33\)-1222-1231](https://doi.org/10.52058/2786-5274-2024-5(33)-1222-1231) (in Ukrainian)

Kolodinska, Ya. O., Skliarenko, O. V., & Nikolaievskiy, O. Iu. (2022). Praktychni aspekty rozrobky innovatsiinykh biznes idei z vykorystanniam tsyfrovyykh servisiv [Practical aspects of developing innovative business ideas using digital services]. *Ekonomika i upravlinnia*, 4, 53–60. (in Ukrainian)

Kozhyna, A. (2022). Reducing poverty, inequality and social exclusion in European countries. Based on inclusive approaches to economic development. *Economics and Management of The National Economy: The Crisis of National Models of Economic System*, 29–32. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-269-2-7>

Lopuschnyak, H. N., Chala, O., & Poplavska, A. (2021). Socio-economic determinants of the ecosystem of sustainable development of Ukraine. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 915(1), 1–9. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012019>

Skliarenko, O. V., Yahodzinskyi, S. M., Nikolaievskiy, O. Iu., & Nevzorov, A. V. (2024). Tsyfrovi interaktyvni tekhnologii navchannia yak nevidiemna skladova suchasnoho osvithnoho protsesu [Digital interactive learning technologies as an integral part of the modern educational process]. *Innovatsiina pedahohika*, 68(2), 51–55. <https://doi.org/10.32782/2663-6085/2024/68.2.51> (in Ukrainian)

United Nations. (2015). *The Sustainable Development Goals*. Retrieved from <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>

Yahodzinskyi, S. M. (2015). *Hlobalni informatsiini merezhi u sotsiokulturnii perspektyvi: monohrafiia* [Global information networks in a sociocultural perspective]. Kyiv: Ahrar Media Hrup, 276 p. (in Ukrainian)

КОНЦЕПЦІЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРАВ: ПІДХІД ВАСАКА ЩОДО ПОДІЛУ ПРАВ ЛЮДИНИ НА ПОКОЛІННЯ

Гачкевич А., к.ю.н., доц., доцент кафедри міжнародного та кримінального права, Національний університет «Львівська політехніка»,

Abstract

This section addresses the understanding of environmental rights, which are designed to ensure a favorable environment for life and health. The relevance of this issue has intensified in response to increasing environmental hazards. Consequently, effective legal measures are needed to tackle climate change, air pollution, biodiversity loss, and other interconnected crises. The author clarifies Vasak's approach by outlining the characteristics that distinguish the three original generations of human rights and the more recent generation of digital and somatic rights. The section explores contemporary trends regarding the role of environmental rights within the scope of human rights. First, it discusses the European Court of Human Rights' justification of environmental claims as part of certain rights outlined in the European Convention on Human Rights. Second, it examines the recognition of the right to a clean, healthy, and sustainable environment in UN General Assembly Resolution A/76/L.75. The author emphasizes the connection between environmental rights and Vasak's classical approach for categorizing generations of human rights by analyzing the potential environmental context of each generation. Using a generational approach to human rights in studying environmental rights highlights that a clean, healthy, and sustainable environment is essential for implementing and upholding existing human rights.

Вступ

У даному дослідженні підхід покоління К. Васака до вивчення прав людини взятий за основу в цілях вивчення екологічних прав, центральне місце в системі яких займає право на сприятливе довкілля. Актуальність дослідження концепції екологічних прав останнім часом зростає у зв'язку з тим, що особливої гостроти набули екологічні проблеми. Тому необхідні ефективні та швидкі у реалізації заходи – насамперед правового характеру – для вирішення проблем зміни клімату, забруднення повітря, втрати біорізноманіття тощо.

Підхід поділу прав людини на покоління, незважаючи на деякі недоліки, широко застосовуваний в юридичній літературі для пояснення змісту прав людини та вдосконалення процесу їхнього забезпечення. Цей підхід відображає взаємозв'язок різних прав людини та розкриває логіку обґрунтування відносно нових концепцій соматичних і цифрових прав, відомих як «четверте покоління».

Матеріал даного розділу має на меті сприяти поглибленню розуміння того, що означають екологічні права, а також практичному застосуванню концепції екологічних прав, спираючись на виокремлення чотирьох груп прав людини, відомих як покоління (інші назви – «каталоги» та «категорії»). Автор використовує узагальнене пояснення екологічних прав Програми ООН з довкілля як «будь-якого проголошеного права людини на екологічні умови певної якості» (United Nations Environment Programme, без дати) та виходить з переконання, що в науковій літературі не має єдиного розуміння цих прав та їхньої загальноприйнятої класифікації.

Хоча й в науковій літературі поки немає консенсусу щодо поняття екологічних прав, велика кількість публікацій на їхню тему, зокрема за останні роки, підкреслює особливе значення екологічних прав (Akyüz, 2021; Jeffords, 2021; May, 2021; Kerner, 2022; Kobylarz, & Grant, 2022; Ladychenko, & Mykytiuk, 2023; Babeck, 2024). Така увага мала б призвести до більш ефективного забезпечення і пошуку нових правових рішень, включно з процедурними питаннями. Деякі з них вже відображені в нещодавній практиці Європейського

суду з прав людини (European Court of Human Rights, 2024), а також актах Ради ООН з прав людини, Генеральної Асамблеї ООН та інших інституцій (Human Rights Council, 2021; United Nations General Assembly, 2022).

Суть підходу Васака щодо поділу прав людини на покоління

Карел Васака – французький юрист та вчений, який опублікував низку праць у галузі прав людини, зокрема (Vasak, 1965; Vasak, 1982a; Vasak, 1982b; Vasak, 1997). Він обіймав посаду генерального секретаря Міжнародного інституту прав людини та був директором Відділу ЮНЕСКО з прав людини та миру. Він також відомий тим, що запропонував виокремлювати покоління прав людини.

Свою ідею вперше Васака представив у статті для видання «Кур'єр ЮНЕСКО» (Vasak, 1977), а згодом розвинув її під час інавгураційної лекції в Міжнародному інституті прав людини у 1979 р. (Colloquium on the Rights to Solidarity, 1980). Квінтесенцією ідеї стала систематизація прав людини, що існували, в залежності від того, яким чином вони підлягають забезпеченню (позитивні чи негативні зобов'язання), а також – ролі консолідації зусиль суб'єктів різних видів для того, щоб права були реалізованими (чи це потрібно, чи ні). Позитивні зобов'язання означають, що держава повинна виконувати активні дії для реалізації цього права, негативні зобов'язання – утримуватись від того, щоб перешкоджати його здійсненню.

Кожне з поколінь Васака має свою мета-цінність, яку втілюють в собі права даного різновиду. Перше покоління пов'язане зі свободою, зміст якої, як і наступних цінностей, ми пояснюємо за Кембріджським словником: передумова чи право особи мати можливість або дозвіл робити, говорити, думати, що завгодно, без контролю або обмежень (Cambridge Dictionary, 2024a). Друге покоління втілює в собі рівність як узагальнене право різних людей мати однакове соціальне становище та заслуговувати рівноправного ставлення (Cambridge Dictionary, 2024b). Солідарність як мета-цінність третього

покоління має відношення до колективних інтересів та передбачає наявність двох елементів: згоди та підтримки в зусиллях (Cambridge Dictionary, 2024в).

У своєму баченні Васак надихався головними цінностями Французької революції: свободою, рівністю та братерством. Така особливість підходу спонукає до запитання, які додаткові цінності слід визначити як основоположні для майбутніх поколінь прав людини, насамперед поточного «четвертого» набору прав, що включає цифрові та соматичні (Perepolkin, Perepolkin, & Averianova, 2021; Song, & Ma, 2022). В той час, коли праці Васака не давали відповіді, і вони не могли її дати через історичні обставини, ми можемо лише припускати, що цінностями для четвертого покоління сьогодні стають гідність, індивідуальність, або навіть приватність. Вибір основоположної повинен відповідати як критерію тілесності (соматичні права), так і використанню нових технологій щодо цифрових.

Підхід Васака зазнав критики та не був сприйнятий усіма позитивно в науковій спільноті з кількох причин (Marks, 1981; Alston, 1982; Algan, 2004; Pocar, 2015; Domaradzki, Khvostova, & Pupovac, 2019).

А. Термін «покоління» вводить в оману, оскільки покоління змінюють одне одного, тоді як права попередніх поколінь залишаються в силі, коли з'являються нові.

Б. Деякі права можуть належати різним поколінням, що робить ідею поділу їх на три категорії для систематизації прав людини недосконалою (наприклад, право власності).

В. Включення права на власність до числа природних прав людини Дж. Локком задовго до ХХ століття, разом з прийняттям статті 28 Загальної декларації прав людини, яка дає «зелене світло» появі прав третього покоління, вказують на те, що еволюція поколінь не була послідовною.

Ці аргументи, серед іншого, підкреслюють необхідність переосмислення підходу, а також показують, що його слід розглядати не як жорсткі рамки, а як гнучкий інструмент для вивчення прав людини.

На підставі аналізу поглядів Васака та послідовників його підходу, ми сформуваємо узагальнену класифікацію прав людини за поколіннями, надавши по три приклади прав для кожного покоління. Подана класифікація взята за основу в цілях дослідження взаємозв'язку концепції екологічних прав та прав усіх поколінь.

Таблиця 1

Класифікація прав людини (на основі підходу васака)

Основоположна цінність	Пояснення	Список прав	Приклади правових актів
Свобода (перше покоління)	Негативні зобов'язання держави, права індивіда та відповідні обов'язки	Свобода слова, право на справедливий суд, право на життя	Міжнародний пакт про громадянські та політичні права
Рівність (друге покоління)	Позитивні зобов'язання держави, права індивіда та відповідні обов'язки	Право на здоров'я, право на освіту, право на працю	Міжнародний пакт про економічні, соціальні та культурні права
Солідарність (третє покоління)	Позитивні зобов'язання держави, колективне забезпечення, необхідність ефективної відповідальності (міжнародного рівня)	Право на самовизначення, право на сприятливе довкілля, право на мир	Африканська хартія прав людини і народів. Декларація Ріо про навколишнє середовище та розвиток
Гідність (?) (четверте покоління)	В процесі вивчення	Право на приватність, право на цифрову безпеку, право на Інтернет	Європейська декларація цифрових прав і принципів

Новітня практика Європейського суду з прав людини та Резолюція Генеральної Асамблеї ООН A/76/L.75

Для практичного застосування підходу щодо поділу прав людини на покоління, а також визначення приналежності прав, визнаних судами, заслуговує на увагу практика Європейського суду з прав людини. Нещодавні рішення, ухвалені у 2024 році, демонструють, наскільки складною є природа екологічних прав у розумінні Програми ООН з довкілля. З одного боку, досліджувані справи були зосереджені на статтях Європейської конвенції з прав людини, які за своєю природою відповідають ознакам прав першого покоління. Це означає, що держава не повинна втручатися в приватну сферу без

виправданих на те підстав і, водночас, повинна перешкоджати робити це будь-кому. З іншого боку, заявники звертались з скаргами, пов'язаними з ситуаціями, коли держави не виконували своїх зобов'язань, зокрема щодо боротьби зі зміною клімату. Держави не гарантували певних стандартів, а претензії впливали з колективних інтересів.

Подібні скарги потенційних заявників, подані в інші інституції, окрім Європейського суду з прав людини, можуть бути підкріплені тим фактом, що у 2022 р. Генеральна Асамблея ООН прийняла резолюцію, яка визнає право на чисте, здорове та стале довкілля як право людини (United Nations General Assembly, 2022). Основні положення Резолюції A/76/L.75 полягають у:

1) *визнанні права на чисте, здорове та стале довкілля як права людини, тобто його приналежності до системи прав людини, які повинні бути гарантованими усім людям усіма державами;*

2) *відзначенні тісного зв'язку цього права з іншими правами та чинним міжнародним правом, що своєю чергою підтверджує актуальність вивчення концепції екологічних прав у системі координат підходу Васака;*

3) *підтвердженні, що забезпечення права людини на чисте, здорове та стале довкілля вимагає повного виконання багатосторонніх угод з екологічних питань відповідно до принципів міжнародного екологічного права;*

4) *заклику держав, міжнародних організацій, підприємств та інших зацікавлених сторін розробляти політику, розширювати міжнародне співробітництво, зміцнювати потенціал та продовжувати обмінюватися передовим досвідом з метою активізації зусиль для забезпечення чистого, здорового та сталого довкілля для всіх. В останньому формулюванні знаходимо вказівку на те, що дана Резолюція присвячена праву солідарної природи.*

В практиці Європейського суду з прав людини справи щодо довкілля розглядались у великій кількості та з різних кутів зору. Водночас, три справи ми розглянемо детально – всі вони є схожими між собою та відображають новітні тенденції вдосконалення процесу забезпечення екологічних прав.

Справа 1. Verein KlimaSeniorinnen Schweiz та інші проти Швейцарії (European Court on Human Rights, 2024a). Порухення підтвержені.

Справа 2. Carême проти Франції. Скарга визнана неприйнятною (European Court on Human Rights, 2024б).

Справа 3. Duarte Agostinho та інші проти Португалії та 32 інших. Скарга визнана неприйнятною (European Court on Human Rights, 2024в).

Усі ці справи пов'язані з нездатністю держав вжити відповідних заходів, що змусило заявників вважати, що вони зазнали або можуть зазнати шкоди через умови навколишнього середовища.

У справі Carême проти Франції позивач висловив занепокоєння тим, що відсутність дій Франції щодо запобігання кліматичним змінам призведе до серйозних наслідків для нього самого та його житла, включаючи очікувані через десятки років повені в місцевості, де він проживає. У цій справі предметом досліджуваного можливого порушення були: стаття 2, яка стосується права на життя, та стаття 8, яка встановлює право на повагу до приватного та сімейного життя, житла та кореспонденції, що також отримало назву «право на приватність».

У справі Duarte Agostinho та інші проти Португалії та 32 інших шестеро молодих людей подали позови проти Португалії та інших держав, серед них – Україна, за невиконання своїх зобов'язань згідно з міжнародними екологічними договорами. Їхня скарга базувалась на статтях 2, 8 і 14 (заборона дискримінації). Хоча справа не підлягала вирішенню по суті, як і попередня, через недотримання процесуальних вимог, позивачі стверджували, що стан екології був незадовільним.

Третю справу порушили проти Швейцарії за скаргою чотирьох жінок та швейцарської асоціації Verein KlimaSeniorinnen Schweiz. Заявники постраждали від наслідків глобального потепління та аргументували свої претензії порушенням кількох прав, зокрема статей 2, 8, 6 (право на справедливий суд) і 13 (право на ефективний засіб правового захисту).

Аналіз екологічних прав у контексті поколінь. Важливою особливістю прав першого покоління є обов'язок держави утримуватися від втручання у зони свободи особи, тому ці права часто називають негативними. Їхня мета полягає у визначенні того самого простору, де люди можуть повністю проявляти свою свободу. Витоки прав першого покоління можна простежити у спробах обмежити державну владу над життям та поведінкою людей та захистити певні сфери, де люди є цілком вільними.

Потрійна планетарна криза, яка охоплює не лише зміну клімату, а й забруднення та втрату біорізноманіття, підтверджує зв'язок між екологічними проблемами та правом на життя, а також іншими правами першого покоління. Цей зв'язок підкреслив Європейський суд з прав людини у своєму рішенні щодо порушення статті 8, яка гарантує повагу до приватного та сімейного життя, житла та кореспонденції. Безпечне, здорове та стале довкілля є важливою передумовою забезпечення того, що часто називають природними правами людини.

З точки зору рівних можливостей для всіх людей – особливості прав другого покоління – питання довкілля мають бути враховані в загальносуспільних стандартах, обов'язкових для дотримання державами, зокрема якості води та їжі, а також належного медичного обслуговування. Стаття 27 Загальної декларації прав людини є гарною ілюстрацією суті прав другого покоління, демонструючи значення індивідуальних прав на достатній для збереження здоров'я та забезпечення благополуччя рівень життя, включаючи їжу, одяг, житло та необхідні соціальні послуги. Мінімальні стандарти можуть стосуватися наявності питної води і достатнього харчування. У Південній Африці запровадження законодавчих гарантій права на воду та його визнання у положеннях Конституції ПАР, Національного водного закону, Закону про водні послуги тощо сприяло та надалі сприяє вирішенню важливих національних проблем (Human Rights Council, 2019).

Третє покоління прав, яке найбільш тісно пов'язане з екологічними правами в теорії, включає колективні права, пов'язані з принципом

солідарності. Така особливість пояснює, що об'єднання зусиль є і цінністю міжнародного права прав людини, і способом забезпечення наявних прав. У доктрині в рамках третього покоління розглядають екологічні права, підтверджуючи таку позицію міжнародними документами, наприклад, Декларацією Ріо-де-Жанейро з навколишнього середовища та розвитку. Важливо підкреслити, що досі єдиний міжнародний договір, призначений для кодифікації норм для регулювання права на сприятливе довкілля та інших споріднених з ним в концепції екологічних прав, відсутній. Цей недолік неодноразово був підкреслений з моменту появи підходу поколінь.

Концептуалізація ідеї міжнародного договору для закріплення екологічних прав, насамперед щодо належного стану довкілля, залишається на порядку денному, та після схвалення Резолюції має гарні перспективи для вдосконалення. Водночас, ми можемо навести кілька ключових ознак такого договору, взявши за основу працю (Downs, 1992). Авторка окреслила кілька ключових елементів.

1. Договір повинен сформувати підґрунтя для нового права, що ґрунтується на основних правах людини, які вже визнані міжнародним правом.

2. Він має забезпечувати рамки визначення права на «здорове та екологічно збалансоване довкілля».

3. Договір повинен започаткувати суд для екологічних позовів, який розглядатиме справи як за заявами держав, так і окремих осіб.

4. Необхідно включити положення, які дозволяють жертвам подавати позови проти власної держави або іноземної держави за невиконання зобов'язань (Downs, 1992).

Очевидно, що останній елемент набуває сьогодні важливої ролі для українців, адже екологічні наслідки війни та оцінювання заподіяної шкоди внаслідок повномасштабного вторгнення та подальших військових дій, є проблемою, вирішення якої поки виглядає малозрозумілим – не тільки через політичні фактори, а й правові механізми.

Проблеми навколишнього середовища також можна розглядати в одній системі координат з цифровими правами четвертого покоління, які є найбільш прогресивними, в тому ж сенсі подібними до самих новітніх технологій. Концепція цифрових прав все ще викликає чимало питань та породжує дискусії, хоча й з кожним роком стає все більш зрозумілою в теоретичному аспекті. Існують різні підходи до розуміння цифрових прав, які можуть включати (а) встановлення абсолютно нових прав, або (б) переосмислення проголошених прав попередніх поколінь. Однією з особливостей цифрових прав, можливо – найважливішою, є зв'язок з цифровими технологіями та доступом до Інтернету (Гачкевич, та Хомин, 2023).

Висновки

Результати дослідження показують, що стан довкілля впливає на зміст різних видів прав людини, особливо сьогодні, коли ризики екологічних загроз є дуже високими, а деякі з них – як-от, зміна клімату, вже активізувались. Ці екологічні аспекти особливо чутливі для населення України, яке проживає на територіях, що постраждали від війни. Концепція екологічних прав людини може служити подвійній меті за наявних обставин: вони не тільки діють як засіб тиску на державний і приватний сектори з метою припинення заподіяння шкоди навколишньому середовищу та сприяння збереженню довкілля, але також служить інструментом для окремих осіб і груп для захисту своїх інтересів в багатьох вимірах — громадянському, політичному, соціальному, економічному, культурному та навіть цифровому.

Як бачимо, під впливом екологічних прав підхід поколінь прав людини зазнає переосмислення та знаходить ряд нових сенсів, які показують, що сам підхід можна сприймати як гнучку конструкцію, а не строгу хронологічну послідовність комплектів прав людини за періодами появи, обговорення та закріплення на правовому рівні. Відсутність екологічних проблем у XVIII столітті не означає те, що екологічні права не могли вплинути на формування першого покоління, якщо б в той час існувала планетарна криза. Так само

заслуговує на увагу та подальші дослідження ще один висновок, що чисте, здорове, стале довкілля, як назване в Резолюції Генеральної Асамблеї ООН A/76/L.75, є складовою забезпечення, а також гарантією реалізації наявних прав людини в усіх чотирьох поколіннях.

Список літератури

- Akyüz, E. (2021). The Development of Environmental Human Rights. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 8(2), 218-225. DOI: <https://doi.org/10.30897/ijgeo.839725>
- Algan, B. (2004). Rethinking “Third Generation” Human Right”. *Ankara Law Review*, 1, 121-155.
- Alston, P. (1982). A Third Generation of Solidarity Rights: Progressive Development or Obfuscation of International Human Rights Law? *Netherlands International Law Review*, 29(3), 307–322.
- Babeck, W. (2024). Environmental Rights. In: W. Babeck, A. Weber (Eds.), *Writing Constitutions* (pp. 531-558). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-39622-9_15
- Cambridge Dictionary. (2024). *Meaning of freedom in English*. Cambridge University Press & Assessment. Retrieved from <https://dictionary.cambridge.org/dictionary/english/freedom>
- Cambridge Dictionary. (2024). *Meaning of equality in English*. Cambridge University Press & Assessment. Retrieved from <https://dictionary.cambridge.org/dictionary/english/equality>
- Cambridge Dictionary. (2024). *Meaning of solidarity in English*. Cambridge University Press & Assessment. Retrieved from <https://dictionary.cambridge.org/dictionary/english/solidarity>
- Colloquium on the Rights to Solidarity. (1980). *Bulletin of Peace Proposals*, 11:4, 405-407.

- Domaradzki, S., Khvostova, M., & Pupovac, D. (2019). Karel Vasaks Generations of Rights and the Contemporary Human Rights Discourse. *Human Rights Review*, 20, 423–443. <https://doi.org/10.1007/s12142-019-00565-x>
- Downs, J. (1993). A healthy and ecologically balanced environment: An argument for a third generation right. *Duke Journal of Comparative & International Law*, 3, 351-385.
- European Court on Human Rights. (2024). *Judgment Verein KlimaSeniorinnen Schweiz and Others v. Switzerland - Violations of the Convention for failing to implement sufficient measures to combat climate change*. European Court on Human Rights. Retrieved from <https://hudoc.echr.coe.int/fre-press?i=003-7919428-11026177>
- European Court on Human Rights. (2024). *The Court has declared inadmissible the application from the former mayor of the Grande-Synthe municipality, on the ground that he did not have victim status within the meaning of Article 34 of the Convention*. European Court on Human Rights. Retrieved from <https://hudoc.echr.coe.int/eng-press?i=003-7919474-11026266>
- European Court on Human Rights. (2024). *The Court has declared inadmissible the applications lodged against Portugal and 32 other States on the issue of climate change*. European Court on Human Rights. Retrieved from <https://hudoc.echr.coe.int/eng-press?i=003-7919494-11026295>
- Human Rights Council. (2019). *Report of the Special Rapporteur on the issue of human rights obligations relating to the enjoyment of a safe, clean, healthy and sustainable environment*. United Nations Digital Library. Retrieved from https://digitallibrary.un.org/record/3864899/files/A_HRC_43_53-EN.pdf
- Human Rights Council. (2021). *Resolution adopted by the Human Rights Council on 8 October 2021 "The human right to a clean, healthy and sustainable environment A/HRC/RES/48/13"*. United Nations Official Document System. Retrieved from <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/g21/289/50/pdf/g2128950.pdf>

- Jeffords, C. (2021). On the relationship between constitutional environmental human rights and sustainable development outcomes. *Ecological Economics*, 186, 107049. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107049>
- Kerner, W. (2022). Making Environmental Wrongs Environmental Rights: A Constitutional Approach. *Stanford Environmental Law Journal*, 41, 83-124.
- Kobylarz, N., & Grant, E. (2022). *Human Rights and the Planet: The Future of Environmental Human Rights in the European Court of Human Rights*. Edward Elgar Publishing.
- Ladychenko, V., & Mykytiuk, A. (2023). Environmental rights protection in the European Court of Human Rights. *Law. Human. Environment*, 14(4), 24-36. DOI: <https://doi.org/10.31548/law/4.2023.24>
- Marks, S. (1981). Emerging Human Rights: A New Generation for the 1980s? *Rutgers Law Review*, 33(2), 435-452.
- May, J. (2021). The Case for Environmental Rights: Recognition, Implementation and Outcomes. *Cardozo Law Review*, 42, 983-1037. DOI: <https://doi.org/10.2139/ssrn.3687070>
- Perepolkin, S., Perepolkin, D., & Averianova, M. (2021). Typology of the fourth generation of human rights. *Journal of International Legal Communication*, 1, 91-101. DOI: <https://doi.org/10.32612/uw.27201643.2021.1.pp.91-101>
- Pocar, F. (2015). Some Thoughts on the Universal Declaration of Human Rights and the "Generations" of Human Rights. *International Human Rights Review*, 10, 43-53.
- Song, L., & Ma, C. (2022). Identifying the fourth generation of human rights in digital era. *International Journal of Legal Discourse*, 7, 83-111. DOI: <https://doi.org/10.1515/ijld-2022-2065>
- United Nations General Assembly. (2022). *Resolution adopted by the General Assembly on 28 July 2022 "The human right to a clean, healthy and sustainable environment A/RES/76/300"*. United Nations Digital Library System. Retrieved from

https://digitallibrary.un.org/record/3983329/files/A_RES_76_300-EN.pdf?ln=en

- United Nations Environment Programme. (n.d.). *What are environmental rights?* UNEP–UN Environment Programme. Retrieved from <https://www.unep.org/explore-topics/environmental-rights-and-governance/what-we-do/advancing-environmental-rights/what>
- Vasak, K. (1965). The European Convention on Human Rights: A useful complement to the Geneva Conventions. *International Review of the Red Cross*, 53, 399-410.
- Vasak, K. (1977). A 30-year struggle; the sustained efforts to give force of law to the Universal Declaration of Human Rights. *The UNESCO Courier: a window open on the world*, XXX, 11, 28-29, 32.
- Vasak, K. (Ed.). (1982). *The International Dimensions of Human Rights (Volume 1)*. Greenwood Press.
- Vasak, K. (Ed.). (1982). *The International Dimensions of Human Rights (Volume 2)*. Greenwood Press.
- Vasak, K. (1997). Revisiter la troisième génération des droits de l'homme avant leur codification. In H. Espiell (Ed.), *Amicorum Liber: Persona Humana Y Derecho Internacional II* (pp. 1649-1679). Etablissements Emile Bruylant.
- Гачкевич, А., & Хомин, В. (2023). Дилеми щодо цифрових прав. У *Права людини та публічне врядування в сучасних умовах: Матеріали VI Міжнародного правничого форуму, м. Чернівці, 9 червня 2023 р.* (с. 30-33). Liha-Pres.

ГІС-ТЕХНОЛОГІЇ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ НПП «ПІВНІЧНЕ ПОДІЛЛЯ»

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

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

Арустамян Е.М., Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів
України, директор департамент лісової політики, Україна

Бондарь В.І., Національний університет біоресурсів і природокористування
України, к.с.-г.н. доцент кафедри загальної екології,
радіобіології та безпеки життєдіяльності, Україна

Abstract

На основі ГІС-технологій розроблено концепцію системи моніторингу та управління природно-заповідними територіями Північного Поділля. Запропонована система забезпечує збалансоване використання ресурсів на основі розроблених і апробованих технологій моніторингу, моделювання та прогнозування функціонування екосистем. Обґрунтовано концептуальну модель застосування ГІС-технологій у діяльності НПП «Північне Поділля». Апробовано геоінформаційні технології, синтезовано еколого-картографічні моделі лісових ресурсів і гідрологічної мережі парку. Запропоновано використання баз геопросторових даних, що забезпечують ефективний доступ до інформації, геоінформаційний аналіз та моделювання, ефективне управління парком. Моніторинг лісових, водних, ґрунтових та антропогенних екосистем передбачає визначення існуючих і прогнозованих зв'язків і впливів для забезпечення сталого розвитку екологічної мережі Північного Поділля.

Вступ

Моніторинг сталого розвитку природно-заповідних територій потребує формування національного інформаційного середовища, яке акумулюватиме наявні інформаційні ресурси. Вирішення цієї проблеми можливе завдяки інтенсивному розвитку та широкому запровадженню геоінформаційних технологій. Застосування геоінформаційних систем (ГІС) для моніторингу та управління об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ) передбачає використання динамічного моніторингу й аерокосмічної інформації у цифровому форматі та її опрацювання, а також візуалізацію тематичного картографічного зображення.

Використання ГІС є сучасною технологією дослідження та управління об'єктами ПЗФ, про що свідчать чисельні публікації результатів досліджень українських (Федонюк та ін., 2020) і зарубіжних вчених (Oláhová, Vojtek, and Boltižiar, 2013). Управління природоохоронними територіями спрямоване на: збереження, відтворення та збільшення природно-заповідного фонду; забезпечення дієвості служби охорони генофонду рослинного і тваринного світу, рідкісних видів рослин і тварин, ландшафтів; розвиток рекреаційно-господарської спроможності природоохоронних установ.

Актуальність роботи обумовлена необхідністю геоінформаційного забезпечення Національного природного парку (НПП) «Північне Поділля» (НПП «Північне Поділля», 2024) на основі застосування баз геопросторових даних, що забезпечують: ефективний доступ до інформації; інтегрування геопросторових даних; проведення геоінформаційного аналізу та моделювання; забезпечення потрібного рівня взаємодії між різними землекористувачами парку. Згідно (Варуха, 2022), систематичний аналіз ефективності функціонування природоохоронних територій все ще перебуває у стані розвитку. Існують глобальні дослідження, які вказують на її низький рівень: лише 20–50 % заповідних територій з оцінених, виявилися ефективно керованими (Watson et al., 2014). Безперечно, існування природоохоронних територій має забезпечувати реальні переваги для захисту та збереження

біорізноманіття, захищаючи популяції та оселища у своїх межах від тиску людини на навколишнє середовище. Стратегія ЄС з біорізноманіття, як складова Європейського зеленого курсу, передбачає забезпечення ефективного менеджменту природоохоронних територій до 2030 р., визначення чітких цілей та заходів щодо їхнього збереження, а також моніторинг виконання таких заходів (Biodiversity strategy for 2030, 2024).

Об'єктом дослідження є територія НПП «Північне Поділля».

Мета – вирішення прикладного завдання геоінформаційного забезпечення території НПП «Північне Поділля» шляхом синтезу тематичних еколого-картографічних моделей для створення ГІС парку на основі базо-орієнтованого підходу. Завдання – розроблення методології геоінформаційного аналізу лісових ресурсів та гідрографічної мережі парку.

Методи геоінформаційного аналізу лісових ресурсів включають використання програмного забезпечення QuantumGIS – QGIS 3.36.0 RC, KML файли з географічною прив'язкою меж НПП «Північне Поділля» та набір даних із супутника Sentinel-2 L2A, станом на 2023 р., завантажених через середовище Copernicus Browser (Copernicus Browser, 2024) та TerraScope Viewer (TerraScope Viewer, 2024). Моніторинг ділянок рослинного покриву в Copernicus Browser за допомогою нормалізованого диференційного вегетаційного індексу (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI) дає змогу виокремити ділянки з рослинністю, шляхом визначення їхньої вегетаційної активності та морфологічного стану. Використання NDVI дозволяє розрізнити місця з високою та низькою концентрацією рослинності та виявляти зміни стану рослинних угруповань. Геоінформаційними технологіями відібрано та узагальнено дані, необхідні для проектування лісоекологічних коридорів в природних умовах НПП «Північне Поділля».

Для геоінформаційного аналізу гідрографічної мережі застосовано спосіб ідентифікації річок досліджуваної території в QGIS, поєднавши векторні шари меж парку з віртуальним шаром вивантажених з Open Street Map (OSM) даних про річки Львівської області.

Основний текст

Результати виконаного геоінформаційного аналізу полягають у відпрацьованих алгоритмів, методів і технологій інформаційного забезпечення формування бази даних для проектування ГІС «НПП «Північне Поділля»» (рис.1). Проектована ГІС парку призначена для вирішення задач геоінформаційного забезпечення та підтримки управлінських рішень.

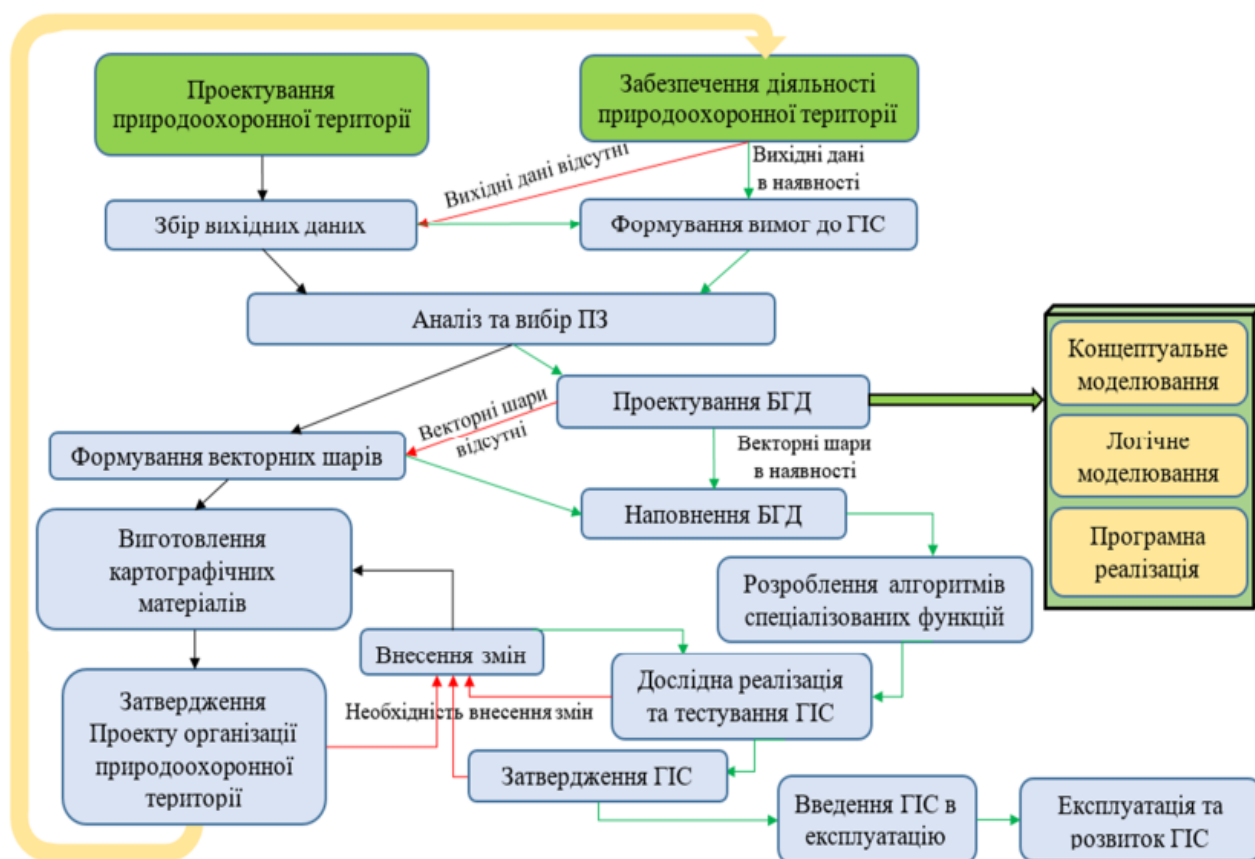


Рис.1. Схема ГІС забезпечення природоохоронної території за [1].

Широкий спектр функціональних можливостей ГІС забезпечує: підтримання в актуальному стані та уніфікації різних за типом і походженням даних на єдиній цифровій топографічній основі; створення та підтримка в актуальному стані картографічних матеріалів, розроблення заходів для здійснення моніторингу довкілля; комплексна оцінка території; забезпечення потрібного рівня взаємодії адміністрації парку з різними підрозділами органів місцевого управління, підприємствами та установами, що знаходяться на території парку.

Базуючись на загальнонаціональній концепції екомережі, розроблено концепцію системи моніторингу екосистем Північного Поділля. У системі національного моніторингу, розробка еколого-інформаційних ресурсів та моніторинг ПЗФ Північного Поділля посідає одне з вузлових місць, оскільки знаходиться на вододілі Чорноморського і Балтійського басейнів. Моніторинг становить систему інвентаризаційних обстежень об'єктів, інформаційно-аналітичної обробки результатів вимірювань, структуризацію, стандартизацію та подання інформації у доступному для прийняття рішень вигляді, створення засобів тривалого збереження інформації та розширення її емпіричного базису. На основі растрового та векторного геоінформаційного аналізу НПП «Північне Поділля» та прилеглих територій, закладено основи комплексного, функціонально структурованого моніторингу довкілля. Така концепція має ієрархічний характер, базуючись на геоінформаційному моніторингу лісових, водних, ґрунтових та антропогенізованих екосистем, з координацією вимірювань та інтеграцією результатів через інформаційний центр.

НПП «Північне Поділля» у національній екологічній мережі

НПП «Північне Поділля» створено для збереження цінних природних та історико-культурних комплексів і об'єктів Гологоро-Вороняцького кряжу, розміщеного у середній частині Гологоро-Кременцького структурно-ерозійного кряжу на північному уступі Подільської височини. У системі національної екологічної мережі парк є складовою Галицько-Слобожанського екологічного коридору, забезпечує функціонування Північноподільсько-Опільського макроекокоридору регіональної екомережі. Важливе значення парк має для охорони верхів'їв басейну р. Західний Буг. Територія парку має кластерну структуру, що знижує природоохоронну ефективність його функціонування. В кластерах заповідної зони, оточених господарськими територіями, внаслідок постійного антропогенного впливу підвищується загроза зниження біологічного та ландшафтного різноманіття. Тому, актуальним завданням є обґрунтування застосування технологій геоінформаційного забезпечення

управління для ефективного функціонування НПП «Північне Поділля».

Геоінформаційний моніторинг рослинного покриву НПП «Північне Поділля»

За результатами геоінформаційного аналізу (Мокрий, Арустамян, та Бондарь, 2024), виконаного шляхом порівняння супутникових знімків за травень 2023 р. у межах НПП «Північне Поділля» та прилеглих територій встановлено, що площа територій з індексом NDVI (0,6 – 1) є суттєво вищою ніж заповідна площа. Значення NDVI (0,6 – 1) вказує на високу продуктивність лісових угруповань, які за картою НПП «Північне Поділля», не є включеними до заповідної зони. В межах зони вирубок, на околицях заповідної території спостерігається індекс NDVI (0,8 - 0,4) що свідчить про різноманіття та стан угруповань, сформованих під час вторинної сукцесії. В зонах сільськогосподарської діяльності, агротехнологічна рослинність характеризується максимальним значенням індексу NDVI, близьким до 1.

Результати геоінформаційного аналізу, виконаного способом порівняння NDVI та частки поглинутої фотосинтетично активної радіації (Fraction Absorbed Photosynthetically Active Radiation – FAPAR) у TerraScope Viewer (рис. 2), дозволяють отримати інформацію про стійкість екосистем парку.

Загальне порівняння цих показників вказує на те, що заповідні ділянки, в цілому, мають вищу фотосинтетичну активність на одиницю площі (вище 0,6). На відміну від показника NDVI, параметр FAPAR суттєво відрізняється в залежності від ярусності насаджень. Значення FAPAR у дерев значно вище ніж у чагарників. Пропонований підхід забезпечує оцінку процесів самозаростання деревною та чагарниковою рослинністю лучних і степових ділянок заповідної зони парку, а також інтенсивність сільватизаційних процесів у межах парку та прилеглих територіях.

Враховуючи особливість кластерної організації НПП «Північне Поділля», розроблено алгоритм геоінформаційного проектування лісоекологічних коридорів (Мельник, Арустамян, та Мокрий, 2024) для збереження

біорізноманіття та оптимізації функціонального зонування парку.



Рис.2. Порівняння індексу FAPAR (А) та NDVI (Б) території НПП «Північне Поділля»

За результатами аналізу SPOT-VGT Collection 3 визначено набір необхідних супутникових даних для планування лісоекологічних коридорів. Для проведення природних меж різних типів ландшафтів доцільно використати натуральні RGB зображення; для аналізу біорізноманіття – нормалізований диференційний вегетаційний індекс (NDVI) та показник частки зеленого рослинного покриву (FCover) – ці показники особливо важливі для визначення меж природних і антропогенних ландшафтів. Знімок у інфрачервоному діапазоні (Color Infrared Image) вказує на стан рослинного покриву, що важливо для виявлення вегетаційних шляхів та міграційних маршрутів тварин. Використання знімка в інфрачервоному діапазоні необхідне для проектування екокоридорів в найбільш доцільних для збереження біорізноманіття частинах НПП «Північне Поділля». Визначено потребу поділяти зони з високим рівнем інфрачервоного випромінювання на природні та антропогенні. Доцільними є також дані про частку поглиненого фотосинтетично активного випромінювання (FAPAR) для визначення ступеня впливу людської діяльності на рослинний покрив. Набір даних NASA Global Forest Change (GFC) Tree Cover Loss (TC) Version 3 дозволяє проаналізувати частку території вкриту зімкненими кронами дерев (Tree Canopy Cover). Застосування даних з цього набору дає змогу

уточнити межі природних лісових екосистем для забезпечення функціонування екокоридорів.

Геоінформаційний моніторинг гідрологічної мережі НПП «Північне Поділля»

Геоінформаційний аналіз набору даних WWF_HydroSHEDS_15ACC, що доступний у Google Earth Engine, використано для детальної ідентифікації річкових систем у межах НПП «Північне Поділля». Здійснивши програмний запит за цим набором у Google Earth Engine, отримано детальну інформацію про гідрографічну мережу та розподіл водних ресурсів у визначеній території. Використання цього набору даних дає можливість ідентифікувати найдрібніші елементи гідрографічної мережі, такі як потічки, струмки, та інші водотоки, що простягаються у парку та оцінити потужність водного стоку. Це дозволяє встановити взаємозв'язки між окремими елементами гідрографічної мережі. Створенням еколого-картографічної моделі річкових систем парку (рис. 3) започатковано проектування ГІС «Гідрологічна мережа НПП Північне Поділля»» (Мельник, Арустамян, та Мокрий, 2024).

Геоінформаційними технологіями ідентифіковано річки у межах парку та навколишніх територій – В'ятина, Грабарка, Гологірка, Західний Буг, Золота Липа, Золочівка, Іква, Самець, Серет Лівий, Серет Правий та Стир.

На території НПП «Північне Поділля» знаходиться єдиний пункт перетину вододільних ліній басейнів великих транскордонних європейських річок – Дніпра, Вісли і Дністра. До Балтійської області стоку належить 46,2% території парку, яка включає басейн р. Західний Буг. Чорноморська область охоплює 53,8%, з яких: басейн р. Стир (23,4%) та басейни лівих приток Дністра: Золотої Липи (20%), Серету (9,6%) і Стрипи (0,8%). Основним орогідрографічним елементом НПП «Північне Поділля» є Головний Європейський вододіл, що розділяє периферійні області стоку Балтійського і Чорного морів.

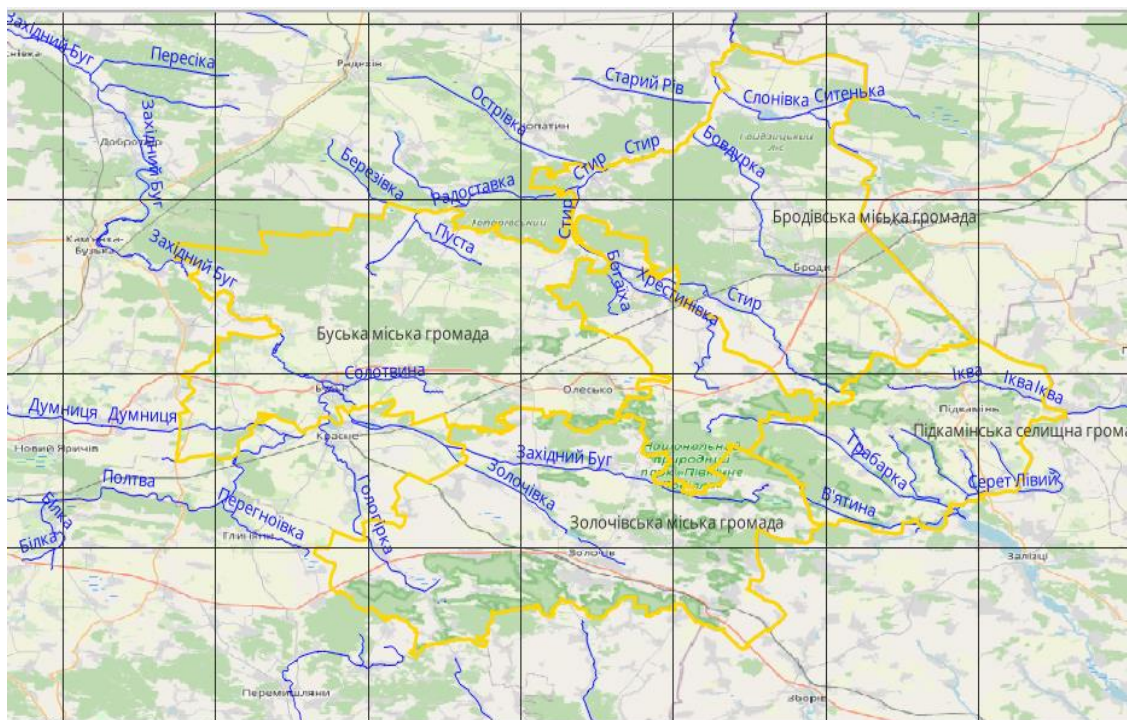


Рис.3. Еколого-картографічна модель гідрографічної мережі НПП «Північне Поділля»

Ключовими гідрологічними об'єктами екологічної мережі парку є Пониківський гідрологічний заказник та Верхобузський заказник. Практично всі ділянки території парку тією чи іншою мірою зазнали відхилень від свого природного стану. Особливо змінилися басейни малих річок та їх екологічний стан. Малі водотоки повністю або частково зникли через вплив природних та природно-антропогенних факторів.

Управління природними ресурсами парку в річково-басейнових системах малих річок забезпечується використанням геоінформаційних систем та технологій, необхідних для моделювання заходів, які спрямовані на покращення гідроекологічного стану та оптимізацію природокористування (Андрейчук, Іванов, та Ковальчук, 2015). На екологічний стан гідрологічної мережі парку впливають проблеми різнорангових басейнових систем та проблеми об'єктів гідрографічної мережі. До групи проблем різнорангових басейнових систем можна віднести такі: високу розораність території; значну еродованість ґрунтового покриву; суттєве поселенське і транспортне навантаження; утворення несанкціонованих сміттєзвалищ; вплив землеробства і тваринництва на поширення і розвиток ерозійно-аккумулятивних процесів;

нерівномірність розподілу природоохоронних об'єктів по території. До проблем гідрографічної мережі можна віднести: евтрофікацію і замулення водних об'єктів; зниження їх водності; поганий гідроекологічний стан заплавно-руслового комплексу; незадовільний стан меліоративних систем; неефективну роботу чи повну відсутність очисних споруд у населених пунктах та на підприємствах; відсутність дієвого моніторингу стану поверхневих вод.

Реалізація запропонованого ГС-проекту доцільна для вирішення широкого спектру гідроекологічних проблем НПП «Північне Поділля» - оцінки стану поверхневих і підземних вод, моделювання стоку води і наносів, процесів перенесення забруднень, вивчення впливу на гідрологічну мережу землеробського, транспортного і промислового навантаження, обґрунтування системи водоохоронних і протиерозійних заходів, оптимізація екологічної мережі, формування гідроекологічних коридорів.

Інформаційне забезпечення моніторингу екосистемних послуг НПП «Північне Поділля»

Екосистемний підхід сталого розвитку націлений на збалансоване використання екосистемних послуг без руйнування функціональності та здатності екосистем до самовідновлення. Результатами роботи екосистеми є продукування біомаси, охолодження та зволоження ландшафту, створення ресурсів для багатьох видів рослин і тварин. Ці процеси і функції є невід'ємною потребою для існування самої екосистеми та основою людського існування і добробуту. Тому збереження та розвиток екосистемних послуг є однією з найважливіших цілей сучасної охорони природи та повоєнного відновлення втрачених та знищених війною природних екосистем України.

НПП «Північне Поділля», як й інші об'єкти природно-заповідного фонду України, надає відповідні екосистемні послуги суспільству – вигоди, які місцеве населення регіону та відвідувачі території отримують від екосистем парку (Арустамян та ін., 2024). Фундаментальні потреби суспільства залежать від якості цих послуг. Відповідно до класифікації глобальної ініціативи The

Economics of Ecosystems and Biodiversity (економіка екосистем і біорізноманіття) екосистемні послуги поділяються на 4 категорії: 1 – послуги із ресурсозабезпечення (їжа, чиста вода, риба, деревина, опилювання); 2 – регулюючі послуги (прохолодніша температура, регулювання повеней, очищення повітря, поглинання вуглецю); 3 – культурні та соціальні послуги (естетична, рекреаційна, освітня-просвітня); 4 – підтримуючі послуги глибинних екосистемних процесів (формування ґрунту, фотосинтез, біорізноманіття, підтримка місць існування).

Територія парку має кластерну структуру. Вона складається з великої кількості окремих масивів і фрагментів, що розділені сільськогосподарськими угіддями, селітебними територіями та землями, які не ввійшли до складу парку за відсутності відповідних погоджень землекористувачів і землевласників. Парк має в своєму складі 263 ділянки, які можна об'єднати у 138 відокремлених територій (кластерів). Загальна площа парку становить 15587,92 га, у тому числі 5434,4 га передано установі в постійне користування з вилученням у землекористувачів, та 10153,52 га включаються до його території без вилучення.

Поліфункціональний режим діяльності парку, який повинен забезпечувати відповідне збереження біологічного та ландшафтного різноманіття та цілісність зв'язків у екосистемі ускладнений кластеризацією його структури. Для нього характерний низький рівень частки природних екосистем на землях, переданих у постійне користування (до 30% територій). Більша частина території сформована землями інших землекористувачів і землевласників і, як правило, належить до господарської зони (дуже рідко – зони регульованої рекреації). Зміна клімату особливо небезпечна для антропогенізованих екосистем, які не можуть нормально функціонувати через надмірне використання, пошкодження, деградацію, модифікацію, знищення та фрагментацію. Урбанізовані екосистеми більш вразливі, вони знижують якість та кількість екосистемних послуг і впливають на добробут людей, здоров'я, харчування та засоби існування.

Загалом, ускладнюється як поточна здатність екосистем функціонувати, так і їхній майбутній потенціал протистояти ушкодженням. Це стало результатом таких минулих і сучасних практик землекористування, як вирубування лісу, широкомасштабне монокультурне лісове та сільське господарство, ущільнення поверхні, меліорація та осушення земель, забруднення, надмірне використання пестицидів і гербіцидів та неконтрольований відпочинок. Розвиток господарських інфраструктур практично не враховує вимог функціонування екологічної мережі, посилюючи ефект фрагментарності природних територій, а заповідні території все більше нагадують ізольовані острівці на фоні антропогенізованих ландшафтів. Доцільним є оптимізація функціонального зонування території парку на основі збереження мінімальних життєздатних популяцій і оптимальних площ заповідного ядра, буферної, рекреаційної і господарської зон.

Висновки

В роботі розглянуто можливості використання сучасних засобів ГІС, які дозволяють застосовувати геопросторові дані для моніторингу, коригування природоохоронних заходів, оптимізації функціонального зонування НПП «Північне Поділля».

Доцільне формування соціологічних баз даних на принципах сумісності з аналогічними екоінформаційними системами Європейського Союзу із застосуванням новітніх біоінформаційних технологій.

Реалізація запропонованої ієрархічної схеми моніторингових об'єктів екосистем дозволяє визначити як наявні зв'язки між її частинами, так і прогнозованих, для забезпечення повноцінного функціонування та сталого розвитку екологічної мережі Північного Поділля.

Список літератури

- Biodiversity strategy for 2030. (n.d.). Режим доступу: https://ec.europa.eu/environment/-strategy/biodiversity-strategy-2030_en .
- Copernicus Browser. (n.d.). Режим доступу: <https://browser.dataspace.copernicus.eu/>
- Oláhová, J., Vojtek, M., & Boltížiar, M. (2013). Application of geoinformation technologies for the assessment of landscape structure using landscape-ecological indexes (case study of the Handlová landslide). *Tájökológiai Lapok: Volum 11(2)*, 351-366.
- Terra Scope Viewer. (n.d.). Режим доступу: <https://viewer.terrascope.be/> .
- Watson, J., Dudley, N., Segan, D. et al. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature: № 515*, 67-73.
- Андрейчук, Ю. М., Іванов, Є. А., & Ковальчук, І. П. (2015). Використання геоінформаційних технологій для управління природними ресурсами в басейнах малих річок. *Екологічні та соціально-економічні особливості управління природними ресурсами в умовах децентралізації влади : збірник матеріалів всеукраїнського круглого столу, присвяченого Дню землевпорядника (м. Київ, 19 березня 2015 р.)*. – К. : НУБіП, 12–17.
- Арустамян, Е. М., Бондарь, В. І., Мороз, О. І., Мокрий, В. І., & Петрушка, І. М. (2024). Технології кліматичної адаптації екосистемних послуг НПП «Північне Поділля». *Сталий розвиток – стан та перспективи : збірник матеріалів IV Міжнародного наукового симпозиуму в рамках Еразмус+ Модуль Жан Моне «Концепція екосистемних послуг: Європейський досвід» («EE4CES»), 13–16 лютого 2024, Україна, Львів – Славське*, 65–67.
- Варуха, А. В. (2022). Ефективність управління природоохоронними територіями і роль функціонального зонування в методиках її оцінювання. *Укр. геогр. Журн: № 2*, 64-72.
- Мельник, Ю. В., Арустамян, Е. М., & Мокрий, В. І. (2024). Геоінформаційні засоби ідентифікації річкових систем НПП «Північне Поділля». *Сталий*

розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів ІХ Міжнародного молодіжного конгресу, 28–29 березня 2024, Україна, Львів. – 2024., 164.

Мельник, Ю. В., Арустамян, Е. М., & Мокрий, В. І. (2024). Алгоритм проектування екологічних коридорів НПП «Північне Поділля» з використанням ГІС-технологій. *Збірник матеріалів Х Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія – філософія існування людства», (м. Київ, 24-25 квітня 2024 р.). – К. : НУБіП, 194-196.*

Мокрий, В., Арустамян, Е., Бондарь, В., Мельник, Ю., & Сайкевич, Н. (2024). Застосування ГІС-технологій для моніторингу лісових екосистем НПП «Північне Поділля». *Інформаційні технології у сфері захисту довкілля: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, 16–17 травня 2024 р. – Навчально-науковий Інститут просторового планування та перспективних технологій Національного університету «Львівська політехніка». – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 43-44. – Режим доступу: https://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2024/jun/34920/zbirnyrte_z2024_1.pdf,*

НПП «Північне Поділля». (n.d.). Режим доступу: <https://park-podillya.com.ua/> .

Федонюк, Т. П., Галущенко, О. М., Мельничук, Т. В., Жуков, О. В., Вишневський, Д. О., Зимароєва, А. А., & Гуреля, В. В. (2020). Перспективи та основні аспекти застосування ГІС-технологій для моніторингу біологічного різноманіття (на прикладі Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника). *Космічна наука і технологія: Том 26, № 6 (127), 75-93.*

РОЗДІЛ 2

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ, МОНІТОРИНГ, АУДИТ, СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ТА ОЦІНКА РИЗИКУ, ПЕРСПЕКТИВНІ ПРИРОДООХОРОННІ ТЕХНОЛОГІЇ

РОЗРОБКА ІНТЕРАКТИВНОЇ КАРТИ «КЛІМАТИЧНІ ЗМІНИ В ЧЕРЕМСЬКОМУ ПЗ» ТА ОЦІНКА ВПЛИВУ ЦИХ ЗМІН НА БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Федонюк В.В., Луцький національний технічний університет, к.геогр.н.,
доцент кафедри екології, Україна

Іванців Я.В., Волинське територіальне відділення Малої академії наук, Україна

Федонюк М.А., Луцький національний технічний університет, к.геогр.н.,
доцент кафедри екології, Україна

Іванців В.В., Луцький національний технічний університет, к.і.н., завідувач
кафедри екології, Україна

Abstract

The principles of development and the structure and filling of the interactive map "Climate changes in the Cheremsk Nature Reserve" were considered. The purpose of developing this interactive application was to assess the regional manifestations of global climate changes within the most valuable object of the nature reserve fund of the Volyn region - the Cheremsky Nature Reserve and their impact on the biota of the reserve, including on the rare component of biodiversity. It has been established that in the future, the biodiversity of the Cheremsky NR may be threatened by a number of dangers due to global warming. Among the possible negative impacts of climate change on biodiversity, the most threatening is the potential shallowing and overgrowth of the wetland complex of the Cheremsky bog, if the trend of intensive growth of evaporation indicators and a decrease in the humidity coefficient to values less than 1 continues. Then degradation and disappearance may threaten the majority of populations of rare species and groups, which are low-migratory and weakly adaptive. The main positive consequences of climate change include the intensification of photosynthesis and other physiological processes, softening of overwintering conditions, lengthening of the vegetation period, and increase in the fodder base due to intensive growth of biomass. *The main*

results of the conducted research: the peculiarities of the dynamics of the main climatic indicators in the territory of the Cheremsky NR during 2016-2020 were determined in comparison with the climatic norm; their possible impact on the biota, in particular – on its rare component, was assessed; an interactive map (<http://surl.li/nnwps>) was developed, which can be used as an element of the Chronicle of Nature.

Вступ

Заповідники – це найцінніша складова природно-заповідного фонду України, ядро екологічної мережі, вони є еталонними природними комплексами, що назавжди вилучені з господарського використання та призначені для збереження біорізноманіття, наукової діяльності, екологічного моніторингу. В Україні нараховується 19 природних та 5 біосферних заповідників (які мають міжнародний статус охорони), один з таких об'єктів розташований у Волинській області – це Черемський природний заповідник (далі – ПЗ). Природні комплекси заповідників в Україні у XXI ст. зазнають впливу трьох чинників, які можуть змінити чи порушити їх ландшафтно-біологічне різноманіття: антропогенна діяльність людини, зміни клімату та, на жаль, військові дії. Частина природних заповідників України зараз перебуває на окупованих територіях чи навіть у зоні ведення бойових дій, тому особливо важливо зберігати і примножувати природно-заповідний фонд України на територіях, яких не торкнулася війна. Для збереження біорізноманіття в заповідниках, зокрема, у Черемському ПЗ, актуальним завданням є дослідження впливу сучасних змін клімату на природні комплекси та на біоту.

Об'єктом даного дослідження був клімат Черемського природного заповідника та основні показники, які його характеризують. *Предмет* дослідження: оцінка регіональних проявів змін клімату в останні роки та їх потенційного впливу на біорізноманіття Черемського природного заповідника (далі – Черемського ПЗ), зокрема, на раритетну складову біорізноманіття.

Мета роботи – дослідження динаміки кліматичних показників у Черемському ПЗ на протязі 2016 – 2020 рр., регіональних проявів змін клімату, їх потенційного впливу на біорізноманіття, розробка інтерактивного застосунку (карти) для представлення виявлених змін і їх подальшого моніторингу.

Виконано ряд *завдань*: дослідження динаміки основних кліматичних показників у Черемському ПЗ на протязі 2016-2020 рр. та порівняння їх з кліматичною нормою; виявлення регіональних проявів змін клімату у Черемському ПЗ; аналіз потенційного впливу таких змін на біорізноманіття заповідника, зокрема – на види, що охороняються; розробка інтерактивної карти «Кліматичні зміни в Черемському ПЗ» як елементу геопорталу об'єкту ПЗФ і для включення її в структуру Літопису природи заповідника.

Було застосовано такі *методи дослідження*, як збір інформації, оцінка і прогнозування стану довкілля, графічні і картографічні методи, методи аналізу і синтезу, порівняння і аналогії, методи інформаційно-комунікаційних технологій. *Матеріалами дослідження* виступали архівні дані метеорологічної інформації Волинського обласного центру з гідрометеорології (Архів погоди Європейської метеорологічної агенції, 2021, станція Маневичі); Літописи природи Черемського ПЗ (2016 – 2020 рр.); результати здійсненої статистичної обробки, обчислень, графічної інтерпретації даних.

Прикладне значення роботи: отримані результати дослідження та розроблена інтерактивна карта «Кліматичні зміни у Черемському ПЗ у 2016 – 2020 рр.» можуть бути використані для наукової, просвітницької та еколого-виховної діяльності. Результати також можуть бути впроваджені в навчальний процес, використовуватися в школі на уроках з географії, біології, природознавства. Можливе продовження дослідження на основі аналізу більш тривалого часового періоду та проявів кліматичних змін на його протязі, а також шляхом поширення даної методики аналізу на інші природоохоронні території Волинської області, Поліського регіону та України в цілому.

Загальна характеристика Черемського природного заповідника

На даний час Черемський ПЗ – це єдиний природний заповідник у Волинській області. Заповідник був утворений 2001 році на базі Черемського заказника державного значення і трьох заказників місцевого значення: орнітологічного, загально зоологічного та ботанічного. Ще з 1978 р. частина території Черемського природного заповідника була державним заказником з неосушеним болотом, де охоронявся рідкісний вид – шейхцерію болотну (Ільїна, 2009). Заповідник - це простори незайманих лісів і унікального Черемського болота, на його території є два озера, Черемське та Редичі. Загальна площа заповідника – 2975,7 га (Літопис природи Черемського ПЗ, 2016 – 2020). Територія Черемського ПЗ межує з Рівненським природним заповідником (Володимирецький район Рівненської області). Черемський ПЗ простягається суцільним лісо-болотним масовим з півночі на південь на 7 км, із заходу на схід – на 8 км. Площа земель лісового фонду складає 2976,7 га. Болота, переважно осоково-сфагнові, займають 1257,8 га, озера Черемське й Редичі – 19,5 га. Підпорядковується Черемський ПЗ Міністерству захисту довкілля та природних ресурсів (Карпюк, Фесюк, та Антипюк, 2018). Черемський ПЗ є еталоном природних комплексів зони Полісся, ядром екологічної мережі в регіоні та одним з основних районів збереження унікальної флори та фауни, характерної для поліських лісів та боліт. Він є одним з найцінніших природоохоронних об'єктів Полісся України, адже на його території охороняється абсолютно унікальне Черемське болото – найбільший водно-болотний комплекс в регіоні, що зберігся у недоторканому стані. Осоково-сфагнове еумезотрофне болото Черемське є ядром заповідника. За матеріалом досліджень співробітників наукового відділу, це болото досить неоднорідне, із різними рослинними угрупованнями, з відмінним режимом зволоження в різних його частинах (Природно-заповідний фонд Волинської області, 2018). За даними Коніщука В.В. та Пащука С.І. (Коніщук, 2004; Коніщук, та Пащук, 2003), це – еумезотрофне болото з прилеглими сосновими лісами, що є типовим і добре зволеним лісо-болотним комплексом Полісся.

Видовий склад Черемського ПЗ нараховує близько 800 видів. Під охороною різного рівня на даний час перебувають 63 види рослин та 74 види тварин. Зокрема, на території заповідника зростає 57 видів рослин, що занесені до Червоної книги України (редакція 2021 р.). З 208 видів хребетних тварин виділено 74 види, які знаходяться під регламентованою національною або міжнародною охороною, в тому числі 27 рідкісних видів безхребетних. 74 рідкісних видів тварин внесені до Червоної книги України, Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи та інших списків. Три види рослин та 11 видів тварин занесені до Європейського Червоного списку, 5 видів рослин охороняються згідно Бернської конвенції, Додаток 1, 17 видів птахів включені до Боннської конвенції. На сезонних перельотах було відмічено 72 види птахів, що внесені до Додатку 2 Бернської конвенції (Літописи природи Черемського ПЗ, 2016 – 2020). Природні комплекси Черемського ПЗ досліджували Коніщук В.В., Химин М.В., Карпюк З.К., Фесюк В.О., Антипюк О.В., Пащук С.І., Хомич М.В., Ільїна О.В., Петрук В.Й., Мирка В.В., Федонюк В.В. та інші автори (Карпюк, та Фесюк, 2021; Мирка, Федонюк В., Іванців, та Федонюк М., 2022; Коніщук, та Пащук, 2003).

Проте кліматичний режим заповідника практично не вивчено, аналіз проводився лише у контексті вивчення клімату Волинської області в цілому.

Етапи дослідження

Робота складалася з трьох основних етапів: 1) аналіз кліматичних показників на території Черемського ПЗ за даними метеостанції Маневичі та їх динаміки у 2016-2020 рр.; 2) аналіз потенційного впливу змін клімату (за умови продовження виявлених тенденцій) на раритетну складову флори та фауни заповідника; 3) розробка інтерактивної карти «Кліматичні зміни в Черемському ПЗ» з представленням на ній усіх отриманих результатів.

Об'єкти аналізу

Аналізувалися наступні метеорологічні показники: середня, мінімальна і максимальна температура повітря; середні значення відносної вологості; середні річні та максимальні добові суми опадів; середня річна, мінімальна та максимальна швидкість вітру; середні, максимальні та мінімальні значення атмосферного тиску, загальна та нижня хмарність неба, тривалість залягання та висота снігового покриву і метеорологічні явища: дощ, сніг, туман, заметіль, гроза (число випадків протягом року). Для усіх вказаних показників були здійснено статистичне опрацювання числових рядів метеорологічних спостережень, кліматологічна обробка, осереднення, графічна інтерпретація динаміки. Виконано порівняння з кліматичною нормою (Кліматологічні стандартні норми за 1961–1990 рр., 2021). Результати було представлено у вигляді таблиць та діаграм. Застосовано типові методи статистично-математичного аналізу, графічні побудови здійснювалися у режимі використання програми Excel.

Окремо, для оцінки умов зволоження території та їх впливу на водно-болотні комплекси (що представляють особливу цінність) було розраховано показники випаровуваності та коефіцієнта зволоження (за методикою Н. Іванова, яку у західній літературі інколи також називають формулою В. Романенка). Результати розрахунків інтегральних показників водно-кліматичного балансу представлено у таблиці 1.

Таблиця 1

Показники, що характеризують режим зволоження за 2016 – 2020 рр.

Показник	Рік					Кліматична норма	Середнє значення за 2016-20 рр.
	2016	2017	2018	2019	2020		
Тсер. (°C)	+9,0	+8,8	+9,4	+10,0	+9,9	+7,0	+9,4
Відносна вологість повітря, середня, %	80	78	76	75	77	80	77,2
Опади, сума, рік, мм	559	804	581	639	733	660	663
Випаровуваність (за формулою Іванова, мм)	499	544	613	661	610	443	588
Коефіцієнт зволоження	1,12	1,5	0,95	0,97	1,2	1,5	1,13

Усі отримані під час дослідження результати, в тому числі оціночні таблиці впливу змін клімату на біоту, було узагальнено, представлено графічно та згруповано у вигляді тематичних шарів на інтерактивній карті «Кліматичні зміни в Черемському ПЗ» (посилання на карту: <http://surl.li/nnwps>).

Короткий опис розробленої карти

Інтерактивна карта була створена в застосунку Google Maps <https://www.google.com/maps> (ресурс GoogleEarth). Методика розробки подібних карт розглянута у (Федонюк В., Федонюк М., та Панькевич, 2013). Даний застосунок був обраний як доступний, безкоштовний, простий у використанні та оснащений багатьма прикладними інструментами для роботи. Спочатку було створено картографічну основу шляхом накладання на вихідну ландшафтну карту схематичних контурів Черемського ПЗ, з позначенням Черемського болота, озер Черемське та Редичі, екологічної стежки, що веде через болото до озера Черемського, її основних точок, а також просік в лісах у межах заповідника та інших об'єктів. Після чого послідовно було розроблено два тематичні шари карти: «Динаміка кліматичних показників у 2016-2020 рр.» та «Потенційний вплив змін клімату на раритетну складову біорізноманіття»: обрано систему міток, які відкриваються при натисканні, знайомлять з діаграмами, таблицями, схемами, графіками та поясненнями до них. Графічна частина розроблялася з врахуванням тематики карти, для полегшеного інтуїтивного сприйняття карти (наприклад, активні мітки, виставлені по периметру заповідника – це графічні символи відповідних кліматичних показників та явищ погоди, інформацію про які вони надають: температура – символ «термометр», суми опадів – символ «хмара», і т. д. Колір міток також має значення: він характеризує як тип показника (наприклад, опади – синій колір), так і те, середній, мінімальний чи максимальний показник ми розглядаємо, і т. д.

Аналіз одержаних результатів

Аналіз результатів проведеної статистичної обробки рядів кліматичних показників та статистичних даних щодо частоти спостереження метеорологічних явищ на ст. Маневичі за кожен рік протягом періоду 2016 – 2020 дозволяє зробити наступні висновки щодо динаміки основних метеорологічних показників на території Черемського ПЗ: 1) Середня річна температура повітря протягом досліджуваного періоду становила $+9,4^{\circ}\text{C}$, що майже на 2°C перевищує значення кліматичної норми (у метеорологічних дослідженнях за кліматичну норму прийнято брати осереднені значення метеорологічних показників, розрахованих за 30-річний період; використано кліматичну норму 1961 – 1991 рр., згідно рекомендацій ВМО). Динаміка даного показника засвідчує, що процеси глобального потепління чітко проявляються у регіоні. Особливо варто відмітити 2019 р. як такий, що вперше за історичний період спостережень відзначився середньою річною температурою повітря, яка досягла позначки у $10,0^{\circ}\text{C}$ та навіть перевищила її. Зазначимо, що у 2019 р. аномально високі показники температури повітря відзначалися на усіх метеостанціях України, і в ряді регіонів країни під час холодного сезону 2019/2020 рр. не наступила метеорологічна зима (тобто середня добова температура не опускалася нижче 0°C протягом періоду 5 днів і більше); середня мінімальна температура повітря коливалася в межах $+4,9^{\circ}\text{C}$ – $+5,9^{\circ}\text{C}$, найвище її значення ($+5,9^{\circ}\text{C}$) також відмічене у 2019 р; вона перевищувала кліматичну норму на 1 – $1,5^{\circ}\text{C}$; середня максимальна температура змінювалася в межах $+11,8^{\circ}\text{C}$ – $+14,8^{\circ}\text{C}$. Найвище значення ($+14,8^{\circ}\text{C}$) також відмічене у 2019 р., який був аномально теплим та посушливим; додатне відхилення від кліматичної норми становило близько 2°C ; температури абсолютного мінімуму коливалися у межах значень кліматичної норми, у трьох роках з 5 проаналізованих відмічалось також типове зниження температур до абсолютного мінімуму у першій декаді січня, проте у двох роках абсолютний мінімум температур спостерігався у березні, що підтверджує висновки ряду кліматологів про наявність певного зміщення сезонів року у контексті прояву

регіональних наслідків глобального потепління для Полісся; температура абсолютного максимуму коливалася у межах $30,9^{\circ}\text{C} - 35,8^{\circ}\text{C}$, що також близько до кліматичної норми, проте варто відмітити, що у кожному з 5 досліджених років температурний максимум був близьким до найвищого, відміченого на станції за весь історичний період спостереження. Це є ще одним проявом регіональних кліматичних змін; значення відносної вологості повітря коливалися у межах 75 – 80 %, вони були нижчими кліматичної норми на 2-5 %; швидкість вітру в середньому була близькою до 2 м/с, нижчою від кліматичної норми; даний показник в останні 10-15 років на території всієї Волинської області демонструє тенденцію до певного зниження на фоні зростання окремих поривів та формування короткочасних, але сильних і навіть руйнівних шквалів; максимальна швидкість вітру коливалася у значному діапазоні (від 6 м/с до 18 м/с) і хоча осереднене за 5 років значення даного показника близьке до кліматичної норми, варто відзначити велику нестійкість параметрів вітрового режиму та їх високу варіабельність в окремі роки; показники атмосферного тиску (середні, максимальні та мінімальні) перебували у межах кліматичної норми, проте варто відмітити деяке збільшення значень максимального атмосферного тиску (до 1042 – 1043 гПа, при кліматичній нормі 1040 гПа); загальна хмарність неба також перебувала у межах кліматичної норми (показник змінювався від 5,7 бали до 6,5 бали), водночас показник нижньої хмарності в окремі роки (2016 – 2017 рр.) був аномально низьким (2,7 – 2,0 бали), що відобразилося і на осередненому значенні – 3,7 бали, яке є нижчим від кліматичної норми на 0,4 бали. Проте у 2018 – 2020 рр. значення показника нижньої хмарності було в межах кліматичної норми; річні суми опадів протягом досліджуваного періоду коливалися в межах 559 – 804 мм, а середнє за 5 років значення – 663 мм перевищує багаторічний середній показник суми опадів для ст. Маневичі. Це підтверджує описану неодноразово у науковій літературі протягом останніх 15-20 років тенденцію до повільного зростання сум опадів у Західному регіоні України, зокрема, в зоні Українського Полісся, як один з проявів регіональних змін клімату; максимальна добова сума

опадів перебувала в межах кліматичної норми, не зовсім типовим були її значення в осінні місяці року у 2016 р. (04.10) та у 2020 р. (02.09); сніговий покрив – це метеорологічний показник, динаміка якого суттєво змінилася на теренах України протягом останніх 15-20 років; підтвердженням цього є і проведений аналіз для періоду 2016-2020 рр.: тривалість залягання снігового покриву коливалася від 6-7 днів до 64 днів, і у більшості досліджених років була суттєво, на порядок меншою від значень кліматичної норми. Осереднене значення за 5 років є нижчим від кліматичної норми у 2,5 рази; середня висота снігового покриву була у межах типових для Волині значень або була вищою за показники кліматичної норми (змінюючись від 12 до 30 см, при середньому 19 см).

Окремо проаналізовано частоту утворення ряду метеорологічних явищ, типових для регіону (дощ, сніг, туман, заметіль, гроза). Виявлено такі тенденції: річне число днів з опадами (дощ і сніг) є досить мінливим (від 168 до 116 днів), проте спостерігається тенденція до його зниження, середній за 5 років показник (142 дні з опадами) є нижчим від показника кліматичної норми (152 дні); зниження річного числа днів з опадами спостерігається як для рідких опадів (дощ), так і для опадів у твердому агрегатному стані (сніг), проте число днів зі снігом пропорційно зменшується більш помітно. Виявлені тенденції (зростання середніх річних сум опадів на фоні зменшення числа днів з опадами протягом року) підтверджують думку, висловлену у працях ряду дослідників про те, що дощів стає менше, але інтенсивність їх випадання (разові суми опадів) зростає – це ще один наслідок прояву регіональних кліматичних змін.

Середнє число днів із заметіллю протягом року (середнє – 0,8 днів, у 2 роках – визначено по 2 дні, протягом 3 років – заметілі не спостерігалися) є нижчим кліматичної норми, це, очевидно, добре співвідноситься із загальним зменшенням числа днів зі снігом та тривалості залягання снігового покриву на даній території. Середнє число днів з грозою (27 днів) є на 40 % вище від показника кліматичної норми, що свідчить про зростання інтенсивності конвективних явищ в останні десятиліття та, як наслідок – більш часте

виникнення гроз та інших стихійних небезпечних метеорологічних явищ. Варто відмітити, що особливо грозовим був 2020 р. (37 днів з грозою), в той час як попередні роки демонстрували показники, більш наближені до кліматичної норми (20 днів з грозою в рік).

Такою є загальна оцінка динаміки кліматичних показників періоду 2016 – 2020 рр., проаналізованих за даними регулярних спостережень на ст. Маневичі.

Усі проаналізовані метеорологічні показники, їх середні місячні та річні значення, побудовані графіки і діаграми динаміки, а також оціночні таблиці потенційного впливу регіональних проявів глобальних змін клімату на природні комплекси та біотичну складову заповідника були згруповані і представлені на інтерактивній карті «Кліматичні зміни у Черемському ПЗ». На рис. 1 представлено інтерфейс карти, приклади параметрів, які відкриваються при роботі з вкладками, подається також QR – код для доступу до розробленого авторами інтерактивного застосунку.

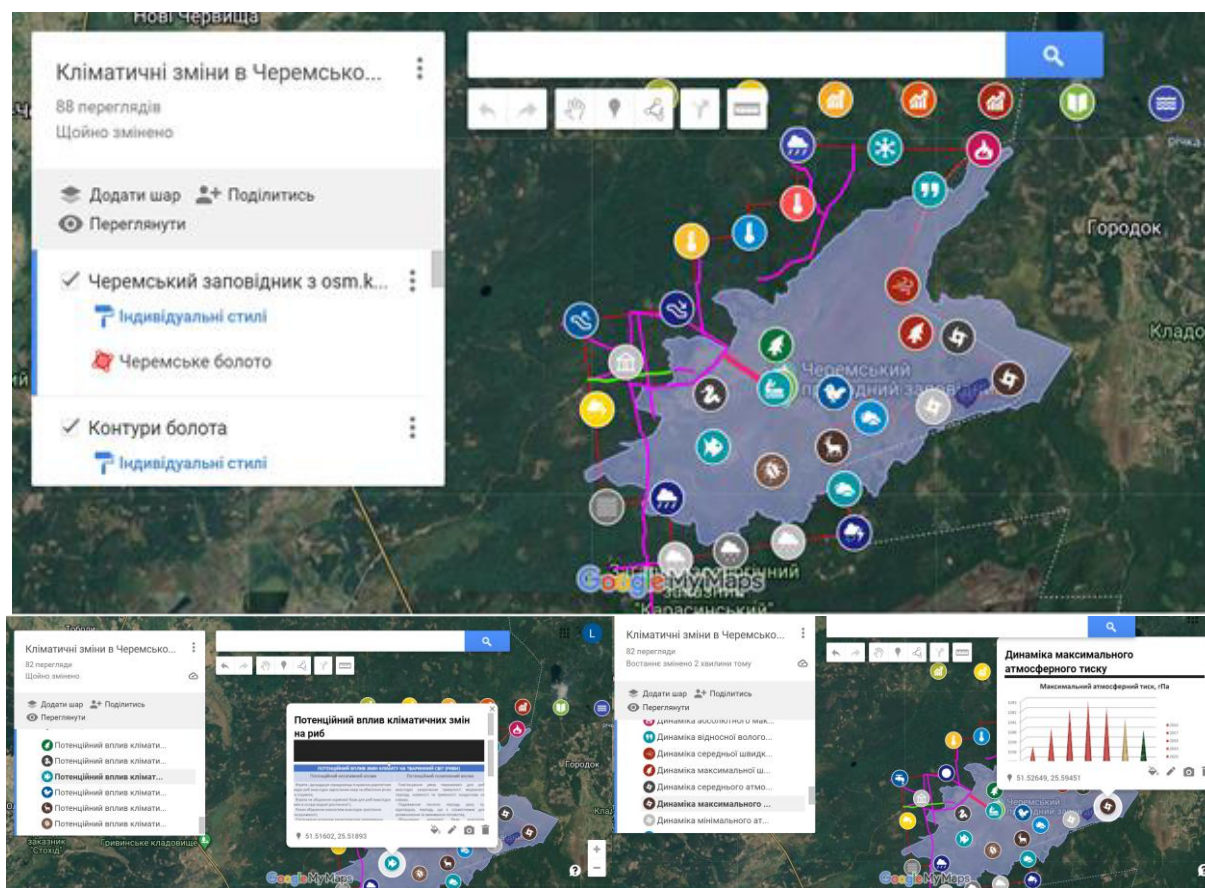


Рис. 1а. Інтерфейс розробленої інтерактивної карти «Кліматичні зміни у Черемському природному заповіднику»

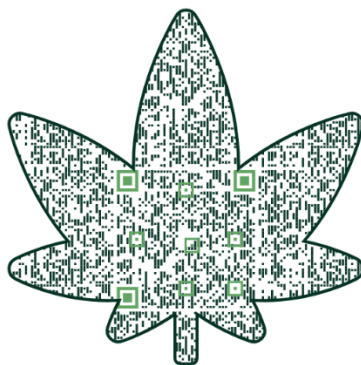


Рис. 16. QR-код розробленої інтерактивної карти «Кліматичні зміни у Черемському природному заповіднику»

Потенційний вплив змін клімату на біорізноманіття Черемського ПЗ здійснювався шляхом складання оцінкових таблиць, у яких згруповані усі види флори та фауни заповідника, що перебувають під охороною, і для кожної групи видів (рослини, ссавці, птахи, земноводні, риби, комахи і т. д.) визначено можливі позитивні та негативні види впливу виявлених змін клімату, які протікають у межах досліджуваної території в даний час, при умові, що виявлені тенденції таких змін продовжаться у майбутньому.

Існує три основні види реакцій біологічних видів на зміни клімату, що відбуваються: такими реакціями можуть бути міграція, адаптація та зникнення виду. Рідкісним видам, які часто є слабомігруючими в природі, для адаптації може не вистачити часу – адже це тривалий еволюційний процес, а сучасні зміни клімату відбуваються швидко. Отже, маломігруючим і слабоадаптивним видам може загрожувати повне зникнення.

До визначених нами основних потенційних впливів негативного характеру відносяться: втрата і деградація середовища існування раритетних болотних видів внаслідок заростання болота лісом; ризик збіднення екосистем внаслідок зростання посушливості, яка стимулюватиме поширення посухостійких інвазивних видів. погіршення основних характеристик середовища існування видів; негативні фенологічні зміни в природі (наприклад, при підвищенні середньої температури на 2⁰С, що вже спостерігається у заповіднику, рослини починають цвісти на 5-25 днів раніше, коли є загроза

заморозків та відсутні комахи-запилювачі, тому не формується зав'язь, плід, насіння; можливі зміни в розселенні видів та зміни ареалів їх поширення; швидке поширення бур'янів, алергенів, отруйних видів та в цілому інвазивних видів флори, витіснення інвазивними видами місцевих раритетних. Інвазивні види завжди більш життестійкі. На Волині, це, зокрема, амброзія та борщовик, які сьогодні зустрічаються по всій області, виявлені поблизу заповідника і представляють загрозу для здоров'я населення.

Посушливість клімату сприятиме збільшенню кількості, ймовірності та частоти пожеж у лісах заповідника, які можуть знищувати флористичні угруповання на великих площах.

Для тварин, птахів, комах та земноводних потенційною загрозою є також збіднення кормової бази конкретного біологічного виду і, як наслідок, скорочення популяцій чи міграція даного виду.

Але зміни клімату можуть мати і позитивний вплив на біорізноманіття.

До основних визначених нами потенційних впливів позитивного характеру відносяться: прискорення процесів фотосинтезу та інших фізіологічних процесів, в тому числі приросту біомаси, внаслідок підвищення середніх температур повітря, зростання вмісту вуглекислого газу в атмосфері та внаслідок збільшення сум фотосинтетично активної сонячної радіації (при скороченні середньої хмарності неба); збільшення тривалості періоду активної вегетації внаслідок зміщення дат переходу температури через біологічно активні показники $0,5^{\circ}$, 10° , 15°C ; пом'якшення умов перезимівлі для тварин, птахів, комах та земноводних внаслідок скорочення тривалості морозного періоду, висоти і тривалості залягання снігового покриву.

Висновки

Отже, в результаті проведеного аналізу динаміки кліматичних показників на території Черемського ПЗ (за даними ст. Маневичі), було виявлено, що регіональні прояви змін клімату є чітко вираженими. Ці зміни, зокрема, виражаються наступним чином: спостерігається зростання на 15 – 25 % у

порівнянні з показниками кліматичної норми середніх річних, середніх місячних температур повітря, середніх мінімальних та максимальних температур. Абсолютні максимуми протягом періоду дослідження досягали значення абсолютного максимуму, зафіксованого протягом усього періоду спостережень, та перевищили його (у 2019 р.); відмічено зниження середніх річних та середніх місячних показників відносної вологості повітря на 5-10 % у порівнянні з показниками кліматичної норми; виявлено незначне зростання середніх річних сум опадів при загальній високій мінливості даного показника; в умовах зростання середніх температур повітря та деякого зниження показників відносної вологості розраховані показники випаровуваності є суттєво більшими від значень кліматичної норми (на 20-25 %); зростання сум опадів не є достатнім, щоб компенсувати ріст температурних показників у регіоні; відповідно, знижується значення коефіцієнта зволоження, у деякі роки це значення фіксувалося нижче 1, що є свідченням зростання посушливості клімату в регіоні.

Отримані результати свідчать про те, що у близькій перспективі гідрологічні та біологічні природні комплекси заповідники відчуватимуть на собі вплив змін мікроклімату, і реагуватимуть на них. Можливим є зниження рівня ґрунтових вод та рівня озер Черемського та Редичі, скорочення площі перезволожених та заболочених ділянок в межах водно-болотних комплексів заповідника. При визначенні ділянок, що будуть найбільш чутливими до названих процесів, необхідно враховувати рельєф території, загальний похил та типи рослинних угруповань, що характерні для окремих фацій.

До потенційних негативних наслідків впливу змін клімату на біорізноманіття належать: скорочення площі та ареалів поширення раритетних видів, зростання пожежної небезпеки; прискорене поширення інвазійних видів, шкідників, хвороб, тощо. Водночас можуть спостерігатися і потенційні позитивні зміни, такі, як: зростання тривалості періоду активних фотосинтетичних процесів, активізація ряду фізіологічних процесів, пом'якшення умов перезимівлі, розширення кормової бази.

Розроблена інтерактивна карта «Кліматичні зміни в Черемському ПЗ» допоможе відслідковувати динаміку змін клімату у заповіднику, а також може бути використана як навчальний та просвітницький ресурс.

До перспектив подальших досліджень віднесемо продовження роботи над наповненням карти і збільшенням її шарів, а також розробку аналогічних інтерактивних застосунків для інших природоохоронних територій в межах Волинської області та усього Поліського регіону України з метою моніторингу регіональних проявів змін клімату і їх впливу на біорізноманіття.

Список літератури

- Архів погоди Європейської метеорологічної агенції [Електронний ресурс].
URL: <https://www.ecad.eu/dailydata/customquery.php>
- Денисович, Л. І., Майлат, Н. І., Кузнецова, Ж. О. та ін. (2021). *Кліматологічні стандартні норми, 1961–1990 рр.* Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, Центральна геофізична обсерваторія.
- Ільїна, О. В. (2009). Болотні геокомплекси Волині як резерват для розширення природно-заповідного фонду. *Вісник Львівського університету. Серія географічна.* Львів: 37, 234-241.
- Карпюк, З. К., & Фесюк, В. О. (2021). *Природоохоронні мережі Волинської області : монографія.* Луцьк : Терен.
- Карпюк, З. К., Фесюк, В. О., & Антипюк, О. В. (2018). *Природно-заповідний фонд Волинської області: альбом – каталог.* Луцьк : Вежа.
- Коніщук, В. В. (2004). Рідкісні види фауни Черемського природного заповідника. *Сучасні проблеми зоологічної науки: Матеріали Всеукраїнської наукової конференції «Наукові читання, присвячені 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження професора О. Б. Кістяківського, 87-89.* К.: «Київський університет».,
- Коніщук, В. В., & Пашук, С. І. (2003). *Перлина Волинського Полісся.* Луцьк.
- Літописи природи Черемського природного заповідника (2016 – 2020). Луцьк – Маневичі.

- Мирка, В. В., Федонюк, В. В., Іванців, В. В., & Федонюк, М. А. (2022). Порівняння динаміки мікрокліматичних показників на території Черемського природного заповідника у XX та XXI ст. *Екологічні науки : науково-практичний журнал*, 7(40), 120-125. К. : Вид. дім «Гельветика».
- Природно-заповідний фонд Волинської області [Електронний ресурс]. URL: <https://eco/voladm.gov.ua>
- Федонюк, В. В., Федонюк, М. А., & Панькевич, С. Г. (2013). Досвід використання програми Google Earth при викладанні географічних дисциплін. *Інформаційні технології і засоби навчання*, 6 (38). URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ITZN_2013_38_6_14

ОПТИМІЗАЦІЯ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ПРОТИОЖЕЛЕДНИХ МАТЕРІАЛІВ

Мудрак К.В., Національний транспортний університет, професор кафедри ДБМ і хімії, Україна, Київ

Березіна Н.О., Національний транспортний університет, доцент кафедри ДБМ і хімії, Україна, Київ

Abstract

All active substances that are effective against ice and snow cannot be called absolutely safe for people and the environment. In the conditions of Ukraine, it may be optimal, from the point of view of reducing the negative impact on the environment, to use combinations of different anti-icing materials (AIM). Currently, the most used material is chlorides. They negatively affect the covering material, metal parts of cars and road structures. The ecological condition of the roadside strip also suffers. Periodic control of the content of aggressive AIM components prevents the destruction of concrete structures in the autumn and winter period. The most promising direction is the creation of road surface materials that already have anti-icing properties.

Вступ

Автомобільні дороги повинні забезпечувати безперебійний рух транспортних засобів. Якість дорожнього покриття в кліматичних умовах України в осінньо-зимовий період суттєво залежить від використання протиожеледних засобів.

Аналіз міжнародного досвіду у вирішенні проблем боротьби із зимовою слизькістю доводить, що утримання автомобільних доріг у зимовий період має негативний вплив на довкілля (Каськів, Півторацький, Бідненко, та Дубова, 2021; Вирожемський, Бородіна, та Трух, 2006). Сучасні протиожеледні матеріали (ПОМ) вирізняються екологічністю (Шимчук, 2014).

Боротьба із зимовою слизькістю на автомобільних дорогах України виконується із застосуванням в основному хімічних засобів. Найбільш вживаним ПОМ є хлориди. Вони можуть негативно впливати на матеріал покриття, металеві деталі машин і дорожніх споруд, на екологічний стан придорожньої смуги.

Наслідки зимового періоду пов'язані як з суттєвим збільшенням дорожньо-транспортних пригод, так і з необхідністю проведення профілактичних заходів, наступним ремонтом доріг, і особливо це стосується ремонту мостів, які найбільше серед дорожніх об'єктів потерпають в процесі експлуатації.

Інтенсивність обледеніння поверхні мостів значно більша за однакових погодних умов в порівнянні з автомобільною дорогою, що пояснюється швидким промерзанням дорожнього покриття мосту при загальному похолоданні (Лучко, та Фордзюн, 2019). Тому періодичний контроль вмісту агресивних складових ПОМ необхідним є саме в цементобетонних конструкціях мостів.

Мета роботи полягала у визначенні оптимальних засобів захисту дорожніх покриттів від ожеледиці, попередженні руйнування цементобетонних конструкцій в осінньо-зимовий період.

Для досягнення поставленої мети були проаналізовані літературні дані щодо впливу протиожеледних засобів на навколишнє середовище, визначено вміст хлорид - іонів у зразках цементобетону, проведено оцінювання корозійної стійкості цементобетонних покриттів мостових споруд під впливом іонів хлору.

Сучасний стан боротьби із зимовою слизькістю

На автомобільних дорогах України застосовуються різні протиожеледні засоби. Слід розмежовувати засоби для боротьби із зимовою слизькістю та матеріали для виконання поставлених завдань.

Загалом, за принципом дії розрізняють наступні засоби профілактики і боротьби з ожеледицею: фрикційний, хімічний, комбінований, конструкційний та тепловий (Wuth, 1977).

Фрикційний засіб

Фрикційний засіб є одним із сучасних підходів до боротьби із зимовою слизькістю на дорогах. Він полягає в розсипанні фрикційних матеріалів по заледенілому покриттю, дозволяє роздробити лід та створити грубу поверхню. Фрикційні матеріали (пісок, гравій, крихти гуми, металеві частки, абразивні полімерні матеріали) не ліквідують зимову слизькість, але підвищують коефіцієнт зчеплення. Однак їх використання має недоліки. Абразивні матеріали призводять до зносу дорожнього покриття, металеві частки можуть бути шкідливими для довкілля.

Хімічний засіб

Хімічний засіб може бути застосований на різних типах дорожнього покриття, включаючи асфальт, бетон та кам'яну кладку. Він підходить для використання на автомобільних дорогах різного класу і підтримує ефективну роботу незалежно від погодних умов.

Профілактика та усунення ожеледиці хімічним засобом передбачає обробку покриття реагентами в твердому, рідкому і змоченому вигляді. Принцип їх дії полягає в зниженні температури замерзання розчину на поверхні дорожнього полотна. Однією з основних характеристик реагентів є їх плавляча здатність. При виборі реагенту потрібно також враховувати його екологічні характеристики (гранично допустимі концентрації (ГДК), орієнтовні безпечні рівні діяння (ОБРД) забруднювальних речовин в атмосферному повітрі населених пунктів). Сировиною для отримання цих матеріалів частіше за все є природні запаси або відходи промисловості (сільвинитові, карнолітові відходи і ін.).

Вимогам для забезпечення протиожеледних властивостей дорожнього покриття найкраще відповідає технічний хлорид натрію. Хоча CaCl_2 і MgCl_2 більш м'які, точки замерзання розчинів з концентрацією до 10% є порівнянними, а більша швидкість танення снігу і льоду значно зменшує зчеплення льоду з поверхнею покриття. Не збільшують слизькість бітумних

покриттів. Але застосування інших солей, в тому числі CaCl_2 , обмежене згідно з чинними рекомендаціями щодо зимового заносу на дорогах, оскільки тривале невисихання знижує їх коефіцієнт зчеплення на гладких і дрібношорстких поверхнях.

Хімічний засіб усунення зимової слизькості на автомобільних дорогах України має недоліки. Деякі хімічні компоненти можуть мати негативний вплив на довкілля: на рослини і тварин, забруднювати ґрунт, водні джерела. Хімічні речовини можуть також агресивно впливати на дорожнє покриття, пришвидшувати процес зношування доріг. Хімічні ПОМ можуть спричиняти корозію металевих частин автомобілів, пошкоджувати лакофарбове покриття та інші негативні ефекти.

Впровадження природоохоронних заходів при експлуатаційному утриманні доріг сприяють екологічній безпеці держави (Бородіна, та Варбанець, 2015). При використанні хімічних ПОМ існують технології, які спрямовані на захист навколишнього середовища (Транспортна екологія, 2017).

Основними тенденціями у цьому напрямку є застосування екологічно безпечних ПОМ. Досліджуються та розробляються нові матеріали, які мають менший негативний вплив на довкілля. Це можуть бути біорозкладні матеріали, які швидко розкладаються після використання і мають менший токсичний ефект на ґрунт і воду. Наприклад, використання органічних солей, таких як кальцій магнієвий ацетат або кальцій магнієвий форміат, може бути більш екологічно безпечним варіантом порівняно з традиційними хлоридами.

Важливо зменшити також кількість ПОМ шляхом обмеження їх застосування лише до необхідних ділянок. Залежність від погодних умов і періодичні переоцінки необхідності використання ПОМ можуть допомогти знизити їхнє надмірне використання. Застосування автоматизованих систем контролю та точного дозування ПОМ допомагає уникнути перевищення рекомендованих доз та зменшує надмірне розсіювання матеріалу.

Розробляються технології мікрокапсулювання, де протиожеледні речовини укладаються в мікроскопічні капсули. Це дозволяє контролювано вивільняти матеріал та зменшує його розсіювання в навколишнє середовище.

Розробка систем для утилізації та переробки відпрацьованих ПОМ дозволяє також уникнути їхнього негативного впливу на природні ресурси та навколишнє середовище. Моніторинг впливу хімічних ПОМ на довкілля та наукове дослідження для пошуку більш екологічно безпечних альтернативних матеріалів та методів боротьби із зимовою слизькістю сприяє поліпшенню екологічної ситуації.

Важливо уникати прямого відведення ПОМ до водних джерел. Для цього можуть використовуватись бар'єри або системи збору, які запобігають потраплянню ПОМ у ґрунт і водні ресурси. Також можуть використовуватись методи очищення або обробки стічних вод, щоб зменшити концентрацію хімічних речовин у водних джерелах.

Використання хлориду натрію повинно бути обмежене та замінене на реагенти більш екологічно безпечні та менш агресивні щодо конструктивних матеріалів (Бородіна, та Вирожемський, 2004; Вирожемський та ін., 2006). В умовах України оптимальним, з точки зору зменшення негативного впливу на навколишнє середовище, може бути використання комбінацій різних ПОМ. Так, хлориди можна рекомендувати використовувати лише на особливо небезпечних ділянках доріг в суміші з дрібним піском, нітратами і сульфатами. У цьому випадку витрата хлоридів знижується на 30-40 %. Застосування хлоридів в невеликих кількостях для попередження ожеледиці дає можливість запобігати її утворенню, і в той же час є безпечним для довкілля, оскільки концентрації солей у стічних водах при цьому незначні.

Сучасний хімічний засіб здатен попереджати утворення льоду. Антиожеледні агенти застосовуються на дорожньому покритті для утворення плівки, яка запобігає проникненню води і утворенню льоду. Деякі з них включають калій форміат (HCOOK), кальцій магній ацетат (CMA) та інші.

Доступними є також антиожеледні препарати, що містять органічні сполуки, такі як етанол або гліколеві естери. Нові розробки в галузі антиожеледних матеріалів включають в себе використання органічних речовин, таких як біодизель або зернові етаноли. Ці речовини більш екологічно безпечні.

Можна наносити в якості антиожеледних спеціальні полімерні покриття.

Розроблено також засіб попередньої обробки покриттів хімічними реагентами, які поліпшують гідрофобні властивості поверхні покриттів. Зчеплення льоду при цьому в три-чотири рази менше, ніж на гідрофільній поверхні, його легко видалити щитковим механізмом. Для гідрофобізації використовують кремнійорганічні рідини.

Є досвід виготовлення цементобетонних плит на заводі: кремнійорганічну емульсію наносять на поверхню пульверизатором. При цьому адгезія льоду зменшується у сім разів, тобто ожеледиця практично не утворюється. Термін придатності обробки – біля п'яти років.

Конструкційний засіб

Конструкційний засіб усунення зимової слизькості на автомобільних дорогах надає додаткові фізичні зміни, які поліпшують тягову та гальмівну дію автомобілів під час зимових умов. Однак, такі конструкційні зміни можуть вимагати додаткових витрат та можуть бути обмежені технічними та екологічними факторами.

Напрямок попередження утворення ожеледиці за рахунок створення матеріалів покриттів автомобільних доріг, які мають антиожеледні властивості, є найбільш перспективним. Введення антиожеледних реагентів до складу дорожнього покриття підвищує вартість покриття дороги, але усуває негативний вплив хімічних реагентів.

Наразі є досвід розробки антиожеледних добавок, але високої вартості. Практично не вивчений вплив вищевказаних добавок на фізико-механічні властивості асфальтобетону: теплостійкість, деформативність, корозійну стійкість бітумомінеральних матеріалів, а також стабільність збереження його

початкових властивостей під дією комплексу кліматичних факторів.

Для зменшення вартості асфальтобетону з антижеледними властивостями може бути використаний хлорид натрію. Дослідження його впливу (вид, крупність, кількість) на фізико-механічні властивості асфальтобетону дозволяє регулювати і протижеледні, і фізико-механічні властивості матеріалу.

Рекомендується як ефективну антижеледну добавку в асфальтобетоні використовувати технічну сіль з вмістом NaCl не менше 95%. Введення в склад асфальтобетону 5% неподрібненої технічної солі забезпечує високі протижеледні властивості покриттів, а також довговічність їх роботи.

Хлорид натрію впливає на груповий хімічний склад бітуму – збільшується частка асфальтенів бітуму з підвищенням їх ліофільності за рахунок зниження парафіно-нафтонових вуглеводнів.

Для профілактики ожеледиці транспортних шляхів, шляхопроводів, тротуарів перспективним є також використання ПОМ на основі природнього мінералу цеоліту з добавкою традиційних компонентів солей (Лучко, та Фордзюн, 2019).

До складу дорожнього покриття можна додавати речовини з протижеледним ефектом, зокрема, хімічний реагент НМА. Склад може відрізнятися залежно від виробника реагенту та очікуваних умов використання. Як правило, використовуються ці компоненти, але їх кількість може змінюватися.

В результаті вкрите льодом дорожнє покриття швидко звільняється від льоду і стає безпечним для руху. Окремі реагенти повинні відповідати певним вимогам, бути безпечними для здоров'я людини та не завдавати шкоди навколишньому середовищу.

Тепловий засіб

Аналіз існуючих засобів очищення автомобільних доріг від ожеледиці свідчить про те, що найбільш перспективним є тепловий. Існує вже великий досвід застосування цього засобу. Зазвичай, нагрівання покриття, пристрої з автоматичним розподілом та протиожеледні тротуари застосовують лише в особливих випадках (мости, пандуси, на під'їздах до тунелів, критичні похили дороги, тощо).

Тепловий засіб поділяють за типом обігріву поверхні дорожнього покриття на кондуктивний та конвективний. Відповідно підігрів покриття відбувається знизу (електрообігрів) або зверху (теповим струменем). Недоліки засобу – висока вартість та шкідливий вплив високих температур на дорожнє покриття.

Зменшення витрат на енергоносії, спрощення проектування систем опалення та конструкції систем опалення підвищують економічну привабливість теплового засобу усунення зимової слизькості.

Моніторинг дорожнього покриття об'єктів дорожнього руху за допомогою автоматичних датчиків дозволяє працювати в режимі очікування, коли освітлення вмикається лише за необхідності.

Економії енергоресурсів дозволяють досягти розробка, дослідження та впровадження інноваційних нагрівальних елементів та спрощення при відносно низьких будівельних витратах. Наразі розробляються, патентуються та комерціалізуються кілька проєктів виробництва електроенергії з використанням енергії сонця, вітру та води (наприклад, сонячні панелі, малі гідроелектрогенератори, вітрові турбіни).

Безперервний моніторинг проїжджої частини може здійснюватися за допомогою автоматичних дорожніх метеорологічних станцій (ADMS).

Інвестиції на встановлення ADMS та генераторів, що працюють на відновлюваних джерелах енергії, можуть бути повернені за 5-6 років.

Найбільш вимогливим є напрямок створення інноваційних нагрівальних елементів з низьким енергоспоживанням і високою теплопровідністю. Розробка

технічних схем їх встановлення повинна забезпечувати не тільки підвищення теплопровідності, а й зняття рогового шару покриття під час ремонту. Нагрівання покриття відбувається при випромінюванні теплової енергії з поверхні теплогенеруючого шару. Підключення нагрівальних елементів відбувається через електричну шину, з'єднану електричними кабелями з блоком управління, встановленим на світильнику.

Комбінований засіб

Комбінований засіб боротьби із зимовою слизькістю є найбільш оптимальним і інноваційним для профілактики ожеледиці. Комбінований засіб боротьби із зимовою слизькістю передбачає поєднання різних методів та технологій одночасно для максимальної ефективності. Такий підхід дозволяє поєднувати переваги різних засобів і знижувати їх недоліки.

Може бути ефективним комбіноване використання антиожеледних препаратів, таких як хімічні розчини та органічні матеріали. Наприклад, спочатку для швидкого плавлення льоду застосовують хімічний розчин, а потім – органічні матеріали, які довше триматимуться на дорозі та забезпечать тривалий захист від ожеледиці.

Комбінують також антиожеледні препарати та термальне обладнання. Деякі системи термального обігріву дорожнього покриття оснащені спеціальними резервуарами, де антиожеледні матеріали додаються до теплоносія.

Оцінювання впливу хлоридів на стан мостових споруд

Як показав досвід багатьох держав, відмова від використання хлоридів у боротьбі з ожеледицею призвела до підвищення вартості утримання доріг мінімум у три рази. Тому доцільно проаналізувати можливість застосування хлоридів із зменшенням недоліків їх використання (Технічні правила ремонту та утримання автомобільних доріг, 2009; Гончаренко, Прусенко, та Скорченко, 1999).

Зазначені ПОМ мають агресивну хімічну здатність: зокрема, руйнують залізобетонні елементи мостів, поверхні цементобетонних покриттів (Шимчук та ін., 2022).

Для зниження корозії металів до хлоридів додають уповільнювачі корозії – інгібітори (Застосування інгібітору корозії..., 2011; Методика оцінки ефективності інгібіторів корозії..., 2010).

Беручи до уваги високу корозійну активність хлоридовмісних ПОМ по відношенню до металевих конструкцій, що експлуатуються на автомобільних дорогах, важливим, з практичної точки зору, є призначення, з урахуванням критеріїв ефективності, оптимальних видів інгібіторів корозії та їх концентрацій як добавок до хлоридовмісних ПОМ.

Визначення ефективності інгібіторів корозії, що знижують негативний вплив модифікованих ПОМ на матеріал дорожнього покриття, при їх використанні в різних дорожніх та погодних умовах необхідно здійснювати за критерієм хлоридостійкості згідно з М 218-00018112-668:2010 (ДСТУ Б В.2.6-145:2010, 2018).

Найбільш доступними з інгібіторів, що доцільно використовувати, є гексаметафосфат натрію, гідро- и дигідрофосфат натрію, суперфосфат. Ці добавки не погіршують властивості дорожніх покриттів, нетоксичні, не шкодять рослинам. До твердих хлоридів додають 2–3 % дигідроортофосфату натрію або 5–7 % гідроортофосфату натрію. При використанні рідких розсолів норми інгібіторів знижують: 0,5–1,0 % гідро- або дигідроортофосфату (або гексаметафосфату) натрію.

Вихідною сировиною і напівпродуктами для виготовлення інгібованих ПОМ є: сіль технічна (хлорид натрію технічний), кальцій хлористий, природні хлоридні розчини, пісок, шлак, піщано-гравійна суміш, інгібітор корозії згідно з (Методика оцінки ефективності інгібіторів корозії..., 2010).

Встановлено, що хлориди мають агресивний вплив на цементобетонні покриття тільки у ранньому віці – до трьох років. Частково усувається хімічна корозія цементобетону при застосуванні повітрянозалучаючих добавок – біля

0,1% до маси цементу (милонафт, абиетинова смола, сульфітно-спиртова барда тощо). На цементобетонних покриттях, виготовлених з зазначеними добавками, використання хлоридів рекомендовано тільки через рік. Застосовувати хлориди на цементобетонних покриттях без добавок слід не раніше трьох років.

Максимально допустимий вміст хлоридів у бетоні конструкцій регламентується нормативним документом (ДСТУ Б В.2.6-145:2010, 2018).

Нами було проведено визначення вмісту водорозчинних хлоридів у цементобетонній конструкції Південного мостового переходу.

Методика визначення вмісту водорозчинних хлоридів

Відбір проб цементобетону (ЗШ – захисний шар (№1); ВП – верх плити(№2); НП – низ плити (№3) та їх консервування виконувались за стандартною методикою (Методика вимірювання масової частки водорозчинних хлоридів..., 2007).

Вміст іонів хлору в пробах визначали потенціометричним титруванням стандартним розчином азотнокислого срібла методом осадження. Суть потенціометричного титрування полягає у зміні електрохімічних властивостей розчину – визначенні точки еквівалентності за різкою зміною ЕРС (Жаровський, Пилипенко, та П'ятницький, 1982).

Електродом порівняння був хлорсрібний електрод. Потенціометричне титрування проводили на блоці автоматичного титрування БАТ-15 в середовищі ацетону з додаванням азотної кислоти (Інструментальні методи хімічного аналізу, 2018).

Наважки зразків (дисперсність 0,08 мм) 1, 2, 3 (2,00г) кількісно переносили в стаканчики, додавали 30 мл дистильованої води і перемішували на протязі години на магнітній мішалці. Після перемішування розчини відфільтровували і кількісно переносили в мірні колби на 50 мл. Відбирали аліквотну частину (від 20 до 25 мл) і переносили в склянку для титрування. До розчину додавали 15 мл ацетону, 1,5 мл HNO_3 (1:1) і при постійному перемішуванні на магнітній мішалці титрували стандартним розчином AgNO_3

(5×10^{-3} екв/л), реєструючи зміну потенціалу після кожної порції прибавленого титранту. Після цього будували криву титрування в координатах $E, \text{ мВ} - V(\text{AgNO}_3), \text{ мл}$. Потім дані піддавалися математичній обробці з метою отримати диференційну криву титрування в координатах $dE/dV - V$.

В якості прикладу для зразку №1 на рисунках 1 і 2 показані інтегральна та диференційна криві титрування.

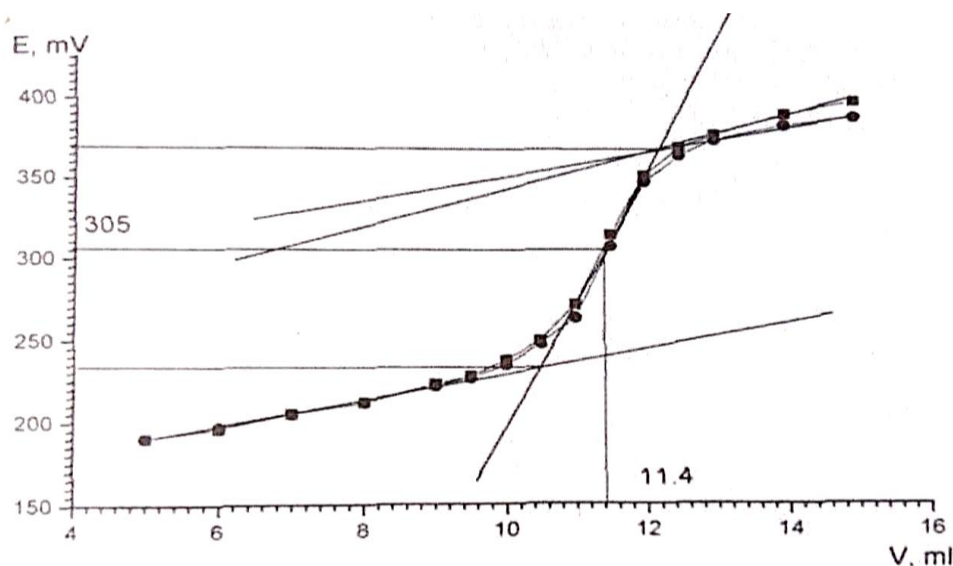


Рис. 1. Інтегральна крива потенціометричного титрування.

Потенціал точки еквівалентності дорівнює 305 мВ

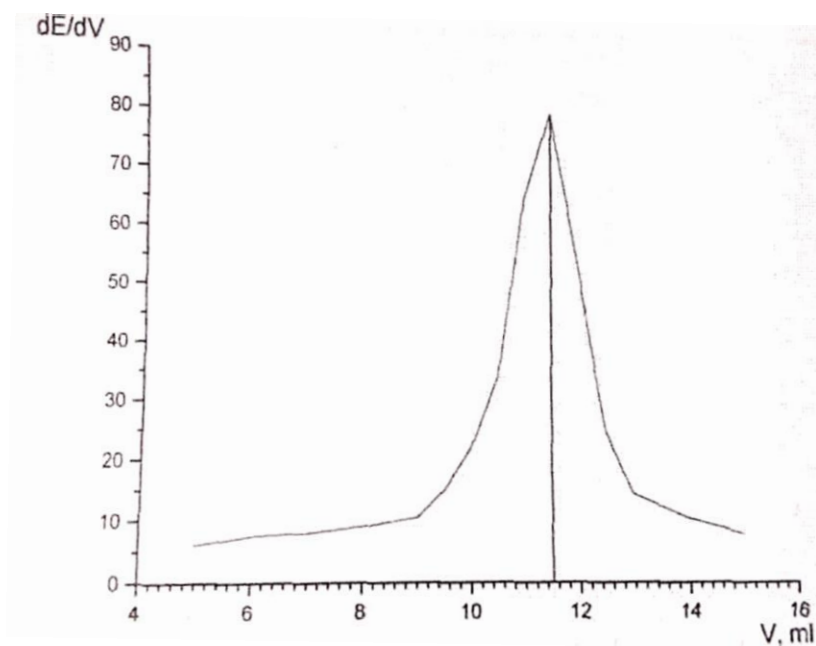


Рис. 2. Диференційна крива

Розрахунок процентної концентрації іонів проводили за формулою:

$$C_{\%} = (NVE / 10g) \times (50/a) \quad (1),$$

де N – нормальність розчину AgNO_3 , екв/л;

E – еквівалент хлорид-іону;

V – об'єм титранту в точці еквівалентності, мл;

g – наважка зразку, г;

50 – об'єм розчину, мл;

a – аліквота, мл.

Таблиця 1

Результати аналізу зразків на вміст хлорид-іонів

№ зразка	V (AgNO_3), мл	a, мл	C% Cl^-
1	10,60	25	0,188
2	3,21	20	0,071
3	1,30	25	0,023

Аналіз стійкості цементобетонного покриття конструкції

За даними випробувань по визначенню наявності хлорид-іонів в зразках цементобетону можна зробити висновок, що максимальна кількість іонів хлору знаходиться у захисному шарі (рис.3).

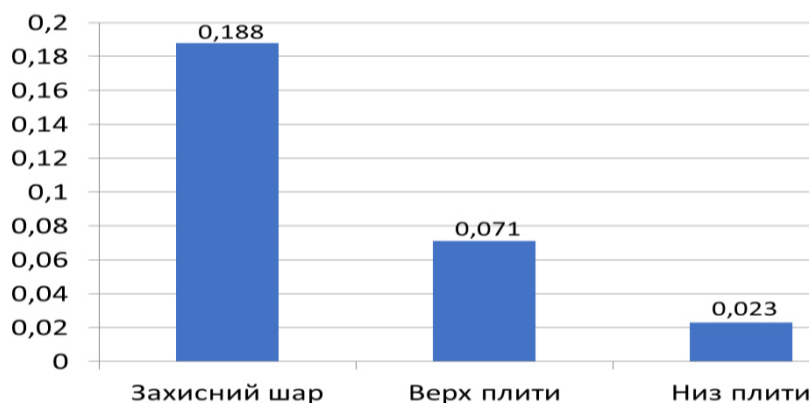


Рис. 3. Результати аналізу наявності хлорид-іонів (C,%) в зразках цементобетону

Ступінь агресивності ґрунтів по відношенню до бетонних та залізобетонних конструкцій згідно діючим в Україні нормативам визначається

відповідно до ДСТУ Б В.2.6-145:2010, додаток В (обов'язковий) «Допустимий вміст хлоридів» (ДСТУ Б В.2.6-145:2010, 2018). У таблиці наведені дані з цього державного стандарту.

Таблиця 2

Максимально допустимий вміст хлоридів у бетоні конструкцій

Вид армування	Марка по вмісту хлоридів ¹⁾	Максимально допустимий вміст хлоридів, % маси цементу ²⁾
Неармовані конструкції	C11,0	1,0
Ненапружена арматура	C1 0,4	0,4
Попередньо напружена арматура	C1 0,1	0,1

1) Марка за максимально допустимим вмістом хлоридів призначається з урахуванням умов експлуатації споруди.

2) У разі застосування цементу в поєднанні з активними мінеральними добавками вміст хлоридів підраховується по відношенню до суми мас цементу та мінеральної добавки

Як бачимо, вміст хлориду в досліджуваних зразках є допустимим.

Висновки

1. Всі ПОМ не можна назвати абсолютно безпечними для людей і довкілля.

2. Ступінь негативного впливу протиожеледних засобів можна звести до мінімуму, дотримуючись рекомендацій із застосування.

3. Контроль вмісту хлоридів в цементобетонних конструкціях підвищує довговічність дорожніх покриттів мостів.

4. Використання хлориду натрію повинно бути поступово обмежене та замінене на реагенти більш екологічно безпечні і менш агресивні щодо конструктивних матеріалів. Найбільш перспективним є напрямок попередження утворення ожеледиці за рахунок створення матеріалів покриттів автомобільних доріг, які вже мають антиожеледні властивості.

Список літератури

- Wuth, E. (1977). Beanspruchung des Betons Bei Tausalzanwendung. *Betonwerk Fertigteil Technik*, (11), 542–548.
- Бородіна, Н. А., & Вирожемський, В. К. (2004). Оцінка впливу хлористих протиожеледних матеріалів на навколишнє середовище при зимовому утриманні автомобільних доріг. *Дороги і мости*, (2), 14–17.
- Бородіна, Н. А., & Варбанець, Р. А. (2015). Технологічна карта дослідження впливу на навколишнє середовище автомобільних доріг загального користування. *Вісник ЛДУ БЖД*, (12), 107–113.
- Вирожемський, В. К., Бородіна, Н. А., & Трух, М. Є. (2006). Екологічні наслідки зимового утримання автомобільних доріг. *Автошляховик України*, (2), 35–38.
- Гончаренко, Ф. П., Прусенко, Є. С., & Скорченко, В. С. (1999). *Експлуатаційне утримання та ремонт автомобільних доріг за складних погодних умов: навч. посібник*. Київ.
- ДСТУ Б В.2.6-145:2010. (2018). *Конструкції будинків і споруд. Захист бетонних і залізобетонних конструкцій від корозії. Загальні технічні вимоги* (ГОСТ 31384-2008, NEQ). Київ.
- Жаровський, Ф. Г., Пилипенко, А. Т., & П'ятницький, І. В. (1982). *Аналітична хімія: навч. посібник*. Київ: Вища школа.
- Інструментальні методи хімічного аналізу. URL: <https://udhtu.edu.ua/wp-content/uploads/2018/03/Instrumentalni-metodi-himichnogo-analizu.pdf>.
- Каськів, В. І., Півторацький, Д. С., Бідненко, Н. А., & Дубова, О. А. (2021). Узагальнення міжнародного досвіду в боротьбі із зимовою слизькістю. *Дороги і мости*, (23), 225–236.
- Лучко, Й. Й., & Фордзюн, Ю. І. (2019). Багатофункціональний склад на основі природнього матеріалу для профілактики ожеледиці. *Дороги і мости*. URL: www.dorogimosti.org.ua.

- М 218-00018112-668:2010. (2010). *Методика оцінки ефективності інгібіторів корозії як добавок до хлоридомістких протиожеледних матеріалів*. Київ: Укравтодор.
- М-218-31911658-625:2007. (2007). *Методика вимірювання масової частки водорозчинних хлоридів у залізобетонних автодорожніх конструкціях фототурбометричним методом*. Київ.
- ПГ.1-218-113:2009. (2009). *Технічні правила ремонту та утримання автомобільних доріг загального користування України*. Київ: Укравтодор.
- Запорожець, О. І. та ін. (2017). *Транспортна екологія: навч. посібник*. Київ: НАУ.
- ТТР 218-00018112/31911658-408:2011. (2011). *Застосування інгібітору корозії в хлоридних протиожеледних матеріалах*. Київ.
- Шимчук, О. П. (2014). Вплив протиожеледних матеріалів для зимового утримання доріг на навколишнє середовище та безпеку дорожнього руху. *Містобудування та територіальне планування*, (54), 486–490.
- Шимчук, О. П., Процюк, В. О., & Талах, Л. О. (2022). Вплив технології будівництва автомобільних доріг та екологічно чистих протиожеледних матеріалів на експлуатаційні властивості дорожнього покриття та безпеку дорожнього руху. *Сучасні технології та методи розрахунків у будівництві*, (18). URL: [https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2022-8\(18\)-20](https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2022-8(18)-20).

ЗАСТОСУВАННЯ ПРИСТРОЇВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ТА ДЕЗИНФЕКЦІЇ ВОДИ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ СИТУАЦІЙ

Гайдучок О.Г., Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, к.т.н., доцент кафедри ВВіОВ, Україна

Кануннікова Н.О., Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», PhD, старший науковий співробітник кафедри МНЕ, Україна

Томашевський Р.С., Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», д.т.н., директор ННІ ЕЕЕ, Україна

Воробйов Б.В., Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», PhD, завідувач кафедри АЕМС, Україна

Сақун А.О., Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», PhD, доцент кафедри ХТПЕ, Україна

Abstract

The article examines the pollution problem of Ukraine's surface water bodies in the context of military operations and economic activity. The primary attention is paid to the impact of anthropogenic factors, in particular industrial and agricultural effluents, on water quality. An ecological analysis of small rivers, essential water supply sources for local communities, was carried out. The study indicated that in some areas, the concentration of pollutants such as chlorides, sulfates, nitrites, and nitrates significantly exceeds the permissible standards, suggesting the need to improve water quality. Modern technologies of autonomous water purification, which can be used to prompt drinking water provision in emergency situations, are considered. The advantages of mobile water purification systems and their efficiency and speed of response to crisis situations are described. Various treatment methods, such as filtration, UV disinfection, and ozonation, have been investigated to ensure the safety and quality of drinking water. A model of a three-stage autonomous device

for water purification is proposed, which can function effectively in conditions of limited resources and significant pollution of water sources.

Вступ

Сьогодні, під час повномасштабного вторгнення в Україну, ворог руйнує не тільки військові об'єкти, але й знищує велику кількість громадських, житлових та інфраструктурних об'єктів, які були створені для задоволення потреб людей і покращення життя. Населення залишається відрізані від систем водопостачання, тепlopостачання та електропостачання. Навіть відсутність тільки однієї важливої системи – електроенергії, створює великі проблеми для систем водопостачання, водовідведення та тепlopостачання. Окрім цього бойові дії значною мірою сприяє забрудненню поверхневих джерел через потрапляння небезпечних речовин, таких як залишки палива, органічних залишків та важких металів. Відсутність доступу до безпечної питної води ускладнює життя цивільних громадян, які не мають можливості використовувати воду для приготування їжі, пиття та побутових потреб. Для задоволення потреб у безпечній воді потрібно запроваджувати пристрої або технологічні схеми, які зможуть працювати автономно або від інших джерел живлення.

Метою роботи є аналіз сучасного стану водних ресурсів в Україні та методам їх очищення, що можуть використовуватися для отримання питної води в екстремальних умовах.

Основний текст

Україна, володіючи значним водним потенціалом, що включає річкові системи, озера та водосховища, наразі перебуває перед значними викликами щодо забезпечення якості та доступності поверхневих водних ресурсів. Сучасний стан водних екосистем потребує ретельного аналізу у зв'язку з посиленням антропогенного впливу, промисловим забрудненням, інтенсивною

сільськогосподарською діяльністю та змінами клімату, що суттєво загострюють існуючі проблеми з якістю води та її ресурсами (Ridei et al., 2022).

Антропогенний вплив, зокрема з боку промислових підприємств, істотно погіршує екологічний стан поверхневих водних ресурсів. Викиди неконтрольованих забруднювальних речовин, таких як важкі метали, феноли та нафтопродукти, призводять до деградації водних екосистем. Промислові стічні води не тільки погіршують якість води, але й мають негативний вплив на біорізноманіття водних об'єктів. Так, у 2023 році викид токсичних відходів з промислового підприємства в місті Рівне в річку Устя спричинив значне забруднення води та масову загибель іхтіофауни (Rybalova et al., 2018).

Антропогенне навантаження на поверхневі води України також посилюється внаслідок воєнних дій. Забруднення, викликане руйнуванням інфраструктури та використанням військової техніки, стає серйозною проблемою (Narich et al., 2024). Наприклад, у 2023 році через обстріли в Харківській області було пошкоджено очисні споруди, що спричинило витік стічних вод у річку Уди, суттєво забруднивши її води (Iurchenko et al., 2023).

Військові дії також призводять до неконтрольованого скидання відходів і залишків військових боєприпасів у водні об'єкти, що створює серйозну загрозу якості води та здоров'ю населення. Річки та озера, розташовані в зонах активних бойових дій, є особливо вразливими до забруднення. Важкі метали, хімічні речовини та інші токсичні матеріали, що потрапляють у воду, можуть мати довготривалий негативний вплив на водні екосистеми (Narich, & Опоргієнко, 2024). Крім того, відсутність ефективного управління відходами в умовах військового конфлікту суттєво збільшує ризики для водних ресурсів. Руйнування систем водопостачання та каналізації призводить до прямого забруднення водних об'єктів, а також до загострення проблем із забезпеченням населення чистою питною водою. Додатково, пожежі на складах пального та хімічних речовин, викликані бойовими діями, сприяють забрудненню повітря, яке через атмосферні опади потрапляє у водні ресурси, ще більше ускладнюючи їх стан. Одна з найруйнівніших подій для водного середовища України –

руйнування Каховської гідроелектростанції (ГЕС) у 2023 році (Vyshnevskiy et al., 2023). Дана катастрофа спричинила масштабні наслідки, що серйозно вплинули на якість і стан поверхневих вод у значній частині південної України (Ероуан, Airapetian, Haiduchok, Vlahodarna, & Kravchuk, 2024).

Руйнування дамби спричинило раптове затоплення значних територій, включаючи сільськогосподарські угіддя, житлові зони та природні екосистеми. Неконтрольований вилів води створив не лише негайну загрозу життю та здоров'ю населення, але й призвів до довгострокових екологічних наслідків. Зокрема, було змінено природне русло річок, що зумовило зниження біорізноманіття, масову загибель риб і інших водних організмів (Vyshnevskiy, & Shevchuk, 2024).

Забруднення, спричинене зливом пестицидів, хімічних речовин та відходів із затоплених територій, значно погіршило якість води. Такий вплив негативно позначився на забезпеченні населення питною водою і обмежив можливість використання водних ресурсів для зрошувальних систем у сільському господарстві.

Екологічні наслідки руйнування Каховської ГЕС є масштабними та потребують значних зусиль для відновлення. Особливо гостро постає питання щодо відновлення систем водопостачання та водовідведення, реабілітації пошкоджених екосистем і забезпечення постійного контролю якості води, щоб запобігти подальшому забрудненню (Novitskiy et al., 2024).

Уряд України, спільно з міжнародними партнерами та екологічними організаціями, працює над розробкою та впровадженням програм відновлення, спрямованих на мінімізацію екологічних і соціальних наслідків цієї катастрофи. Основні завдання включають відновлення водного балансу, очищення водойм від забруднень та відновлення природних екосистем для нормалізації життя в постраждалих регіонах (Yarmolenko et al., 2021).

Таким чином, наслідки війни значно вплинули на стан поверхневих вод України, що вимагає невідкладних заходів з оцінки, моніторингу та

відновлення водних екосистем, а також розробки ефективних стратегій для зменшення військового забруднення.

Значна частина сільськогосподарських угідь України розташована в басейнах водозбору, що сприяє потраплянню нітратів, фосфатів та пестицидів у поверхневі води, що призводить до евтрофікації водних об'єктів. Такий процес супроводжується інтенсивним розмноженням водоростей і зниженням рівня розчиненого кисню, що негативно впливає на життєдіяльність водних організмів. Великі площі сільськогосподарських угідь, розташовані переважно на заході України, прилягають до річок та озер, що призводить до виносу пестицидів та добрив у водні джерела. Зокрема, дослідження показали, що під час весняних паводків річка Дністер зазнає значного забруднення внаслідок вимивання хімічних речовин із сільськогосподарських територій (Tretyakov, Shevchenko, & Bezsonnyi, 2015).

Зміни клімату також посилюють проблему забруднення поверхневих вод в Україні, спричиняючи зміни в режимі опадів і температур. Надмірні опади можуть призвести до затоплення сільськогосподарських і промислових територій, збільшуючи винос забруднюючих речовин у водні джерела. Зменшення об'єму води в річках та озерах також підвищує концентрацію забруднювачів, що погіршує якість води.

У відповідь на ці виклики, в Україні реалізуються заходи з моніторингу та охорони поверхневих вод. Завдяки застосуванню сучасних методів аналізу та оцінки якості води, національні та місцеві органи влади здійснюють контроль за дотриманням стандартів якості, зменшенням рівня забруднення та впровадженням систем очищення стічних вод (Haiduchok, Kanunnikova, Sakun, Tomashevskiy, & Vorobiov, 2024).

Забезпечення належної якості водних ресурсів України вимагає невідкладних дій з боку уряду, громадськості та приватного сектору. Подальше забруднення водойм може призвести до екологічної катастрофи, втрати біорізноманіття та погіршення умов життя населення. Спільні зусилля, спрямовані на зменшення забруднення, захист водних ресурсів та підвищення

екологічної свідомості, є ключовими для досягнення сталого розвитку та збереження водних ресурсів України.

Зростаюче антропогенне навантаження та зміни клімату мають суттєвий вплив на якість водних ресурсів в Україні, що обумовлює необхідність інтенсивного моніторингу гідрологічних показників для комплексної оцінки екологічного стану водних об'єктів. Водночас, системна оцінка якості вод не може бути обмежена лише загальнодержавними показниками, оскільки критично важливо враховувати регіональні особливості. Малі річки, як складові річкових басейнів, потребують підвищеної уваги, оскільки вони є не лише джерелами водопостачання, а й відіграють ключову роль у підтримці біосферних процесів, що забезпечують екологічну рівновагу окремих територій.

Регіональні дослідження якості води малих річок дозволяють отримати більш детальну інформацію про стан локальних екосистем та вплив антропогенних і природних факторів на водні ресурси. У контексті сучасних викликів забезпечення водної безпеки особливу увагу приділено таким показникам, як трофність та сапробність вод, які визначають рівень екологічної стійкості водних об'єктів та їхню здатність до самовідновлення. Тому моніторинг малих річок є важливою складовою системи охорони водних ресурсів, особливо в умовах значного антропогенного впливу

Для аналізу використовували дані лабораторій моніторингу вод та ґрунтів РОВР у Кіровоградській області, Причорномор'я та нижнього Дунаю (данні Державного агентства водних ресурсів, <http://monitoring.davr.gov.ua>), а також басейнової лабораторії моніторингу вод МОЗМ дніпровських водосховищ та лабораторії моніторингу вод та ґрунтів БУВР Прип'яті (<https://data.gov.ua/dataset/surface-water-monitoring>).

Проаналізовано пункти відбору проб:

26951- р. Случ, 203 км, м. Новоград-Волинський, питний в/з;

26960 - р. Уж, 172 км, м. Коростень, питний в/з;

26966 - р. Гнилоп'ять, 59 км, питний в/з міста м. Бердичів, (Бердичівське водосховище);

26967 - р. Ірша, 93 км, смт. Нова Борова, Іршанське вдсх. в/беф, питний в/з селища;

27315 - оз. Ялпуг-Кугурлуй, 0 км, с. Оксамитне Болградського району, Болградський питний в/з;

27328 - р. Киргиж-Китай, 49 км, с. М. Ярославець, кордон з Молдовою;

27158 - р. Чорний Ташлик, 51 км, смт Помічна, питний в/з селища;

27162 - р. Інгул, 318 км, м. Кропивницький, питний в/з міста;

27170 - р. Сухоклія, 26 км, м. Бобринець, питний в/з.

Дослідження якості води малих річок України є важливим аспектом загального екологічного моніторингу водних ресурсів, оскільки ці річки відіграють значну роль у забезпеченні питного водопостачання локальних громад. Зокрема, малі річки, такі як Случ, Уж, Гнилоп'ять, Ірша, Чорний Ташлик, Інгул, Сухоклія та інші, розташовані в різних регіонах України, забезпечують водою населені пункти та мають велике екологічне й соціально-економічне значення.

Через невеликі розміри водозборів дані річки особливо вразливі до антропогенних чинників, таких як забруднення промисловими стоками, сільськогосподарськими відходами та побутовими забруднювачами. Крім того, специфіка гідрологічного режиму малих річок, зокрема їхня схильність до коливань рівня води і сезонних змін витрати, робить їх чутливими до змін кліматичних умов. Такі фактори підвищують необхідність регулярного моніторингу для оцінки трофності, сапробності та інших показників якості води.

Малі річки також є невід'ємною частиною водних екосистем, що підтримують біорізноманіття та слугують джерелами водопостачання для місцевих громад. Оскільки багато з цих річок використовуються для питного водозабору (наприклад, Інгул для м. Кропивницького або озеро Ялпуг-

Кугурлуй для с. Оксамитне), моніторинг їхнього стану є критично важливим для підтримки якості водних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки.

Таблиця 1 представляє аналіз екологічного стану якості води в невеликих водоймах України, базуючись на найгірших та середніх показниках сольового складу за період з 2022 по 2024 рік. Оцінка включає дослідження концентрацій різних солей, що є важливими індикаторами змін у водному середовищі, відображаючи вплив антропогенних та природних процесів.

Таблиця 1

Екологічна оцінка сучасного стану якості води невеликих водойм України за найгіршими та середніми показниками сольового складу за 2022-2024 роки

Показники якості води (середні/максимальні)		Номер пункту аналізу води								
		26951	26960	26966	26967	27315	27328	27158	27162	27170
2022 р.										
Хлориди	Величина мг/дм ³	32,6/ 38,0	23,3/ 28,0	53,1/ 58,0	26,6/ 33,0	232,6/ 292,5	287,4/ 310,2	99,8/ 130,6	73,7/ 87,3	97,3/ 113,2
	Категорія	3/3	2/2	3/3	2/3	6/6	6/7	4/4	3/4	4/4
Сульфати	Величина мг/дм ³	51,2/ 58,0	45,8/ 61,0	46,5/ 51,0	51,1/ 70,0	241,7/ 689,3	1273, 8/164 3,3	313,2/ 408,2	189,4/ 216,1	453,7/ 532,3
	Категорія	2/2	2/2	1/1	2/2	6/7	7/7	7/7	5/5	7/7
2023 р.										
Хлориди	Величина мг/дм ³	31,4/ 41,0	22,6/ 28,0	51,6/ 60,0	26,8/ 30,0	230,4/ 265,9	277,6/ 292,5	97,1/ 124,0	77,1/ 85,9	100,7/ 115,9
	Категорія	3/3	2/2	3/3	2/2	6/6	6/6	4/4	4/4	4/4
Сульфати	Величина мг/дм ³	51,0/ 61,0	47,7/ 67,0	62,5/ 67,0	50,3/ 61,0	398,6/ 465,4	1695/ 1813	298,5/ 336,2	190,1/ 232,1	454,8/ 536,3
	Категорія	2/2	1/1	2/2	1/2	7/7	7/7	6/7	5/6	7/7
2024 р.										
Хлориди	Величина мг/дм ³	35,5/ 38,0	29,0/ 35,0	48,5/ 54,0	27,00/ 30,00	167,2/ 212,7	283,6/ 283,6	97,1/ 97,1	76,9/ 76,9	102,4/ 102,4
	Категорія	3/3	2/3	3/3	2/2	5/6	6/6	4/4	4/4	4/4
Сульфати	Величина мг/дм ³	56,0/ 64,0	54,0/ 54,0	57,5/ 61,0	50,00/ 58,00	223,0/ 262,0	1313/ 1313	320,2/ 320,2	192,1/ 192,1	464,3/ 464,3
	Категорія	2/2	2/2	2/2	1/2	6/6	7/7	7/7	5/5	7/7

Вміст хлоридів у воді варіювався в межах 20-100 мг/дм³ у більшості точок забору. Максимальні значення хлоридів зафіксовані у точці 27315 (оз. Ялпуг-Кугурлуй) у 2022 році (287,4 мг/дм³), що свідчить про підвищений рівень

хлоридного забруднення в цьому регіоні. У 2024 році спостерігається тенденція до незначного зниження вмісту хлоридів у багатьох точках порівняно з попередніми роками.

Підвищений рівень хлоридів здатен впливати на водну фауну та флору шляхом осмотичного стресу, що призводить до порушення водно-сольового балансу організмів. Знижувати життєздатність багатьох видів риб, безхребетних та водоростей, особливо тих, що чутливі до солоності, може підвищений рівень хлоридів. Тривале перебування у воді з високим вмістом хлоридів може спричинити зміни у складі біоценозу, сприяючи домінуванню видів, які краще пристосовані до таких умов, та зниженню біорізноманіття (Rybalova et al., 2018). Крім того, висока концентрація хлоридів може впливати на якість питної води, роблячи її непридатною для споживання через негативний вплив на смакові властивості та можливість корозії трубопроводів (Shtefan, Kanunnikova, Leshchenko, & Balamut, 2020). Для забезпечення екологічної стабільності необхідне подальше моніторингове дослідження з метою запобігання можливим негативним наслідкам.

Вміст сульфатів демонстрував значні коливання та перевищував допустимі норми в окремих точках. Зокрема, найвищі показники сульфатів спостерігалися у точці 26966 (р. Гнилоп'ять) у 2022 році ($1273,8 \text{ мг/дм}^3$) та у точці 27315 (оз. Ялпуг-Кугурлуй) у 2024 році ($1313,7 \text{ мг/дм}^3$), що свідчить про значне забруднення води в цих регіонах, яке може бути наслідком антропогенного впливу або інших екологічних факторів.

Збільшення концентрації сульфатів призводить до підкислення води, що може викликати порушення кислотно-лужного балансу екосистеми. Така зміна хімічних властивостей води негативно впливає на життєдіяльність риб, безхребетних та водоростей, знижуючи їх стійкість до стресових умов і спричиняючи зниження біорізноманіття. Крім того, висока концентрація сульфатів може сприяти процесам корозії трубопроводів, що погіршує якість води для питних та технічних потреб (Rybalova et al., 2018). Накопичення сульфатів у воді також може призводити до утворення шкідливих газів, таких

як сірководень, у придонних шарах водойми, що створює додаткові ризики для водних екосистем. Важливим є постійний моніторинг рівня сульфатів у воді для запобігання їхньому негативному впливу на довкілля.

Категорії якості води вказують на те, що значна частина проб води відноситься до нижчих категорій (6/6, 7/7), особливо за вмістом сульфатів, що свідчить про низьку якість води, яка потребує додаткових заходів для поліпшення.

Тренд у показниках за три роки свідчить про стабільно високий рівень забруднення сульфатами у більшості точок забору води. Особливо критичні значення зафіксовано у точках 27315 (оз. Ялпуг-Кугурлуй) та 26966 (р. Гнилоп'ять), де вміст сульфатів перевищує допустимі межі, що вимагає негайних заходів для покращення ситуації.

Рис.1 представляє екологічну оцінку різних малих водойм по всій Україні, зосереджуючись на таких параметрах, як розчинений кисень, БСК5, фосфати, амоній, нітроти та нітрати з 2022 по 2024 рік.

У більшості пунктів відбору води спостерігається тенденція до зростання концентрації розчиненого кисню протягом 2022-2024 років. Найбільше збільшення було зафіксовано у пунктах 26951 та 26960 у 2024 році, що може свідчити про поліпшення якості води в цих регіонах. Пункти 26966, 26967 та 27162 демонструють стабільно високі показники протягом трьох років, що вказує на відсутність суттєвих змін у цих місцях. Водночас, у пункті 27328 у 2023 році відбулося помітне зниження рівня розчиненого кисню, проте у 2024 році показники повернулися до зростання. Дані зміни можуть свідчити про позитивні зрушення у стані водних ресурсів, але для точнішого розуміння необхідний подальший моніторинг.

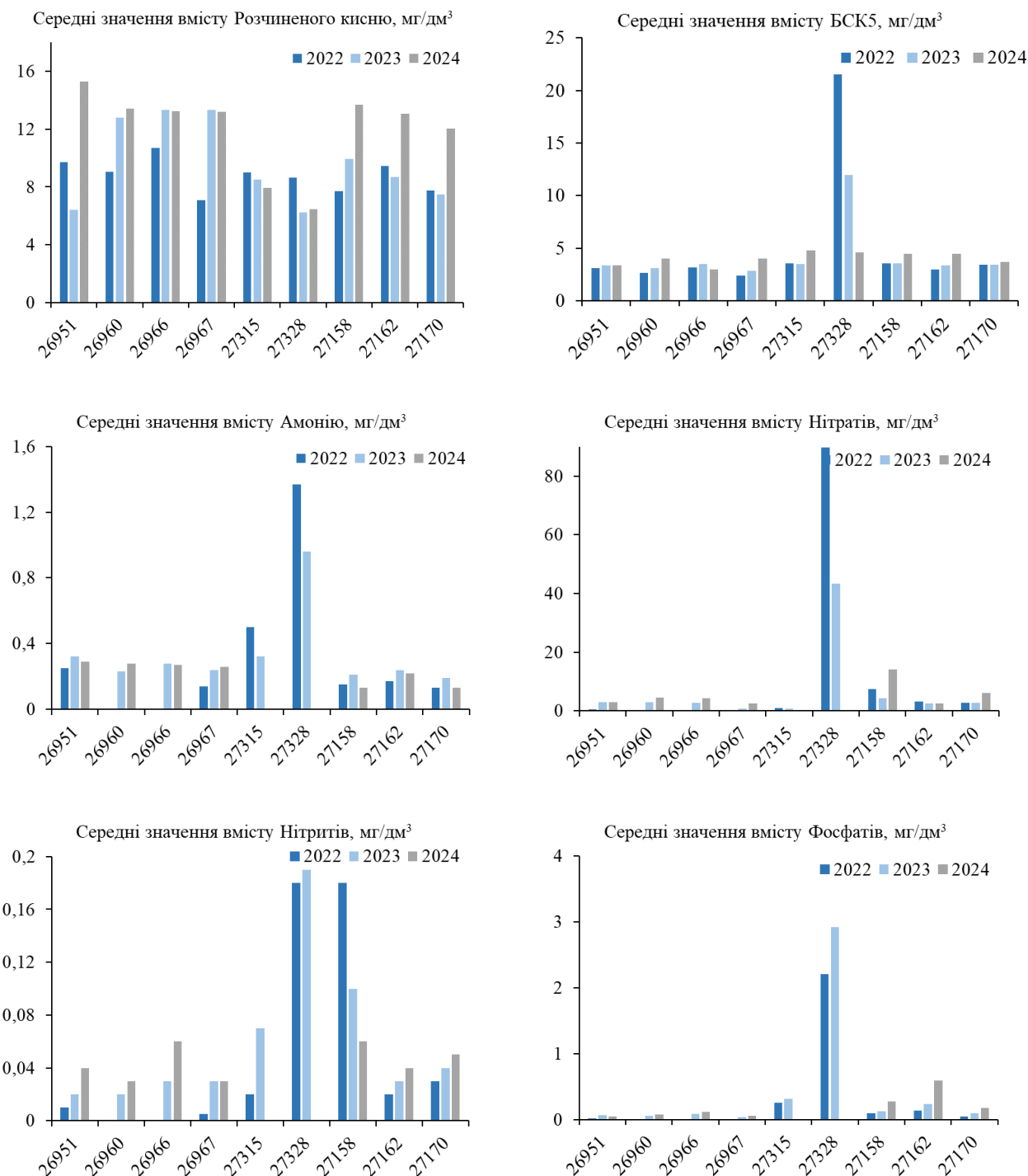


Рис.1. Екологічна оцінка сучасного стану якості невеликих водойм України за показниками трофо-сапробіологічного складу протягом 2022-2024 років

Надлишковий вміст кисню, особливо в умовах низьких температур, може призвести до утворення кисневих бульбашок у тканинах водних організмів, спричиняючи так звану газову емболію, яка загрожує їх життєдіяльності. Крім того, надмірна кількість кисню може вплинути на хімічні процеси у воді,

змінюючи рівень окисно-відновного потенціалу і викликаючи більш швидке окислення певних хімічних елементів, таких як залізо або марганець, що призводить до утворення нерозчинних осадів. Таким чином, необхідно забезпечувати баланс кисневого режиму у водних об'єктах для підтримки екологічної рівноваги і уникнення стресових умов для організмів, що мешкають у цих середовищах (Patty, 2014). Одним із негативних наслідків високої концентрації розчиненого кисню є так званий феномен «газової хвороби», коли перенасичення киснем спричиняє утворення газових бульбашок у кровоносній системі риб та інших водних організмів, що призводить до емболії та можливого летального результату. Крім того, підвищена концентрація кисню може каталізувати процеси окислення органічних речовин і важких металів, таких як залізо і марганець, що може призвести до випадання осаду і зміни фізико-хімічних властивостей води, включаючи підвищення мутності та зміну кольору. Для запобігання подібним проблемам необхідно підтримувати стабільний рівень кисню у водних екосистемах та здійснювати постійний моніторинг його концентрації в залежності від сезонних і кліматичних умов (Patty, Arfah, & Abdul, 2015).

В окремих пунктах, таких як 27158 та 26966, спостерігається незначне коливання концентрацій БСК5, що не перевищує 5 мг/дм³. Особливо виділяється пункт 27328, де в 2022 році було зафіксовано різке зростання цього показника до понад 20 мг/дм³, після чого у наступні роки відбувається суттєве зниження. Отримані дані можуть вказувати на локальні екологічні зміни у цьому регіоні, які потребують подальшого вивчення та аналізу.

Висока концентрація біохімічного споживання кисню (БСК5) у водних екосистемах може мати суттєві негативні наслідки для довкілля. По-перше, збільшення рівня БСК5 свідчить про підвищений вміст органічних речовин у воді, що може призвести до зниження рівня розчиненого кисню, особливо у придонних шарах, що, в свою чергу, може викликати гіпоксію або навіть анаеробні умови. Несприятливе середовище для життя аеробних організмів, таких як риби та деякі безхребетні, формується внаслідок цього. По-друге,

зміна кисневого режиму водного середовища може призвести до трансформації біоценозу, включаючи зменшення біорізноманіття та заміщення чутливих до кисневого дефіциту видів більш стійкими, але менш екологічно цінними (Rybalova et al., 2018). По-третє, високий рівень органічного забруднення може сприяти утворенню шкідливих для здоров'я людини речовин, таких як аміак, сірководень та інші токсичні продукти розпаду, що погіршує якість води, ускладнюючи її використання для питних та рекреаційних цілей. Таким чином, виявлені коливання концентрацій БСК5 в окремих пунктах можуть свідчити про необхідність детальнішого дослідження локальних екологічних умов та розробки заходів для зменшення органічного забруднення (Vyshnevskiy et al., 2023).

У значній кількості пунктів вміст амонію залишається на низькому рівні, коливаючись у межах 0,2-0,6 мг/дм³ протягом трьох років. Водночас, у пункті 27328 зафіксовано різке підвищення вмісту амонію у 2022 році, яке поступово знижується в наступні роки, але залишається вищим за показники інших пунктів. Такі зміни можуть вказувати на тимчасові локальні джерела забруднення в даній зоні, що потребують подальшого спостереження та дослідження для визначення їх впливу на екологічний стан водойми.

Підвищений рівень амонію є токсичним для багатьох видів водних організмів, включаючи рибу, особливо у формі іонізованого аміаку (NH₃), який утворюється при високих температурах та лужному середовищі. Порушення у дихальній системі водних організмів і їх загибель можуть бути спричинені високою концентрацією амонію (Patty, Arfah, & Abdul, 2015). Крім того, надлишок амонію сприяє процесу евтрофікації, що проявляється у надмірному рості водоростей і зниженні рівня розчинного кисню у воді, що в свою чергу погіршує якість води і впливає на біорізноманіття. Додатково, високий вміст амонію може свідчити про наявність антропогенних забруднень, таких як стічні води, що підкреслює необхідність проведення систематичного моніторингу та впровадження заходів з охорони водних екосистем (Ridei et al., 2022).

У більшості місць концентрації нітратів залишаються низькими та стабільними, не перевищуючи 5 мг/дм^3 , що свідчить про відсутність значного забруднення нітратами. Однак у пункті 27328 в 2022 році відбулося різке зростання рівня нітратів до понад 80 мг/дм^3 , що вказує на ймовірне короткочасне локальне забруднення. У наступні роки цей показник знижується, проте залишається на вищому рівні порівняно з іншими точками відбору. Такий різкий сплеск нітратів потребує подальшого дослідження для виявлення можливих джерел забруднення та оцінки їхнього впливу на водні екосистеми.

Нітрати сприяють розвитку евтрофікації, що призводить до надмірного росту водоростей та погіршення якості води через зниження рівня розчиненого кисню. Негативний вплив на біорізноманіття, зокрема на водні організми, які потребують кисню для нормальної життєдіяльності, спричиняється зниженням рівня кисню у воді через надмірне зростання водоростей. Крім того, надлишок нітратів у питній воді може стати причиною метгемоглобінемії, особливо у немовлят, що характеризується порушенням здатності крові переносити кисень (Rybalova et al., 2018). Виявлення високих рівнів нітратів може свідчити про забруднення водних джерел сільськогосподарськими стоками або недостатньо очищеними стічними водами, що вимагає регулярного моніторингу та впровадження заходів для зменшення антропогенного навантаження на водні екосистеми.

У більшості досліджених пунктів рівень нітритів залишається на відносно низьких значеннях, не перевищуючи $0,04 \text{ мг/дм}^3$, що вказує на стабільний екологічний стан водних об'єктів. Однак, у пунктах 27328 та 27158 у 2022 році зафіксовані підвищені концентрації нітритів, які поступово знижувалися до 2024 року. Така динаміка вказує на тимчасове забруднення в цих регіонах, яке згодом було усунене або зменшило свій вплив. Нітроти мають значний вплив на якість води і можуть бути критичним індикатором забруднення, так як є високотоксичними для водних організмів, зокрема риб, викликаючи порушення в процесах транспортування кисню в організмі, що може призвести до метгемоглобінемії. Навіть незначні концентрації можуть викликати гострі

токсичні реакції, знижуючи біологічну стійкість екосистем (Ridei et al., 2022). Тривале підвищення рівня нітритів у воді може також свідчити про органічне забруднення або недостатню ефективність очисних споруд. Спостережуване зниження концентрацій нітритів у 2023 та 2024 роках вказує на позитивні зміни в цих зонах, проте подальший моніторинг необхідний для підтвердження стабільності поліпшення якості води та виключення повторного забруднення.

Нітрити є високотоксичними для водних організмів, оскільки впливають на здатність крові транспортувати кисень, що може призвести до гіпоксії та загибелі риб і інших водних видів. Для людини споживання води з підвищеним вмістом нітритів небезпечно через ризик розвитку метгемоглобінемії, особливо у дітей, що спричиняє порушення здатності гемоглобіну переносити кисень (Patty, Arfah, & Abdul, 2015). Високі рівні нітритів також можуть бути індикатором забруднення води стічними водами, сільськогосподарськими добривами або недостатньо очищеними промисловими відходами. Такі фактори вимагають систематичного моніторингу та впровадження ефективних заходів для запобігання подальшому накопиченню нітритів у водних екосистемах.

З огляду на токсичний вплив нітритів та можливі ризики для здоров'я людини в умовах забруднення водних джерел, надзвичайно важливим є застосування пристроїв для отримання питної води в екстремальних умовах. Вони дозволяють оперативно очищувати воду, видаляючи токсичні сполуки, зокрема нітрити, та забезпечувати доступ до безпечної питної води навіть у ситуаціях надзвичайних станів або техногенних аварій.

Концентрації фосфатів залишається на низькому рівні у більшості пунктів, не перевищуючи $0,5 \text{ мг/дм}^3$. Винятком є пункт 27328, де у 2022 році спостерігався різкий сплеск до понад 3 мг/дм^3 , що може вказувати на локальне забруднення. У наступні роки рівень фосфатів у цьому пункті суттєво знизився, але залишається вищим порівняно з іншими регіонами. Такі зміни потребують додаткового дослідження для встановлення причин можливого забруднення і його впливу на якість води.

Надлишок фосфатів стимулює інтенсивне зростання водоростей і ціанобактерій, що призводить до зменшення рівня розчиненого кисню у воді та утворення так званих «мертвих зон», де життя водних організмів стає неможливим. Порушення екологічного балансу водойми, загибель риб і інших водних видів, а також погіршення якості води, зокрема її запаху та смаку, є наслідками надмірного зростання водоростей і ціанобактерій через високу концентрацію фосфатів (Шестопалов та ін., 2024). У питній воді підвищений вміст фосфатів може створювати умови для розвитку шкідливих мікроорганізмів і бути непрямим індикатором забруднення антропогенними стоками, включаючи сільськогосподарські добрива і стічні води. Вирішення проблеми високого рівня фосфатів вимагає активного впровадження заходів з очищення водних об'єктів та зменшення антропогенного навантаження.

Незадовільна якість поверхневих джерел обертається проблемою для системи господарсько-питного водопостачання. Особливо, страждають райони бойових дій, де кожного дня руйнується або вже зруйнована енергетична та водоочисна інфраструктури, а, отже, вода відкритих джерел з великими концентраціями забруднень стає небезпечною для життя та здоров'я людини. Тому для задоволення потреб мешканців таких районів у питній воді потрібно запроваджувати автономне та мобільне обладнання та пристрої, які можуть очистити воду до якості, яка буде безпечна для використання.

Літературний аналіз закордонних джерел показав, що в районах, де відбулись надзвичайні ситуації або виходили з ладу водоочисні станції, були запроваджені мобільні водоочисні системи, які є важливим рішенням для оперативного реагування на надзвичайні ситуації та підтримання водопостачання. Наприклад, місто Кіско, штат Техас, де в результаті сильних дощів водоочисні установки були затоплені, і водопостачання було припинено. В таких умовах було необхідно знайти рішення, яке б швидко забезпечило населення водою. Місто обрало мобільну мембранну систему (рис. 2), яка була доставлена та введена в експлуатацію протягом 72 годин після повені, що дозволило відновити водопостачання. Окрім прикладу в Техасі, згадується

також золотий рудник в Перу, де мобільні водоочисні системи були використані для забезпечення водопостачання та захисту навколишнього середовища в умовах суворого законодавства. Це ілюструє, що такі системи можуть бути корисними не тільки для місцевих потреб, а й для промислових об'єктів. До переваг мобільних систем можна віднести: швидкість, надійність в кризових ситуаціях та здатність ефективно очищувати воду до питної якості. (Swizbin, 2017)



Рис. 2. Мобільна водоочисна система в місті Кіско

Окрім цього, для задоволення потреб населення у воді можуть бути застосовані індивідуальні портативні системи очищення води.

Група вчених Schlosser O., Robert C., Bourderioux C., Rey M. та de Roubin M.R. в своїх дослідженнях (Schlosser et al., 2001) оцінили ефективність недорогих портативних систем очищення води при видаленні бактерій за різних умов якості води та проаналізували кілька популярних методів дезінфекції води, включаючи хімічні реагенти, йодні смоли та фільтри, з акцентом на реальну ефективність у польових умовах.

Для тестування було відібрано чотири хімічні реагенти, дві йодні смоляні очищувачі та чотири фільтри. Всі ці пристрої використовувались за інструкціями виробників для очищення як чистої води, так і забрудненої води (річкової води). Найкращими системами виявилися три ручні фільтри: «Mini Ceramic», «First Need Deluxe» і «WalkAbout». Всі вони мали субмікронні фільтри, які видалили більше ніж 99,9% бактерій. Жодних коліформ або E. coli

не було виявлено у відфільтрованій воді. Хімічні реагенти, такі як «Drinkwell chlorine», «Aquatabs» та 2% йод в етанолі, також продемонстрували добру ефективність, забезпечивши зниження кількості бактерій на 99%. Фільтри «Hydroclonazone» і «Pres2Pure» показали слабкі результати, оскільки у відфільтрованій воді все ще виявлялися коліформи та *E. coli*.

Ефективність хімічних засобів значно зменшувалася при очищенні каламутної води через високе органічне забруднення, що поглинало активні компоненти.

Дослідження Timmermanna L.F., Ritter K, Hillebrandt D. та Küpper T (Timmermanna et al., 2015) показали ефективність мобільної системи для дезінфекції води на основі ультрафіолетового (UV) випромінювання. Основним об'єктом аналізу був компактний пристрій «SteriPEN» (рис. 3). Для досліджень було використано три різних мікроорганізми: *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* та спори *Geobacillus stearothermophilus* та три різні форми пристроїв (з широким горлом, алюмінієва та ПЕТ-пляшка). Результати дослідження показали, що при правильному застосуванні «SteriPEN» досягає зниження кількості бактерій на 99,99% і спор на 99,57%, але без перемішування води результати були отримані значно гірші - ефективність дезінфекції знизилася до 94,98%.

Під час дезінфекції води в вузьких пляшках ефективність знижувалась, якщо вода не перемішувалася. Було помічено, що у деяких випадках кількість бактерій після перемішування зростала, що свідчить про можливість нерівномірного розподілу випромінювання. UV-C випромінювання було ефективно поглинуте матеріалами пляшок, що забезпечувало безпеку користувачів. До недоліків даного пристрою можна віднести те, що він не видаляє завислі забруднення, які обумовлюють каламутність.



Рис.3. Пристрій «SteriPEN»

Нами було розроблено автономний мобільний пристрій (рис. 4), який має триступеневу очистку води до питної якості і призначений для ефективної роботи в екстремальних умовах, особливо для зон бойових дій. Очищення вихідної води відбувається за рахунок синергії процесів фільтрації, озонування та ультрафіолетового опромінення за наступною технологічною схемою: вихідна вода з наявними в ній завислими та органічними домішками надходить на першу стадію очищення – фільтрацію.

Технологічна схема роботи автономного мобільного пристрою представлено на рис. 5. Принцип полягає в наступному: вихідна вода проходить через фільтр з нержавіючої сталі, де затримуються завислі домішки, і потрапляє в проміжний резервуар освітленої води. Після наповнення проміжного резервуару, пульт контролю та керування надсилає команду на зміну положення регулюючого клапана. В цей час вмикається водяний насос і починає перекачувати освітлену воду до основного збирного резервуару. Далі вода надходить на другий цикл очищення насос, який включає послідовну обробку озоном і ультрафіолетове знезараження. Після проходження такого циклу вода остаточно надходить до основного резервуару. В нижній частині пристрою влаштований кран для подачі очищеної та продезінфікованої води питної якості до споживача.



Рис.4. Запропонований пристрій для очищення та знезараження води в екстремальних умовах

Як джерело УФ-випромінювання використовуються УФ-діоди з довжиною хвилі 220 нм та інтенсивністю 16 мВт/см², які є енергозберігаючими, дешевими та більш екологічними. Концентрація озону складає 1,5 мг/л, що дає змогу перевести метали у нерозчинні сполуки, зруйнувати потенційно небезпечні органічних сполук. Ефект дезінфекції та очищення досягається за рахунок циклічної дії багаторазового впливу під час циркуляції в резервуарі для води – фільтр – озонування – схема УФ-дезінфекції, що підтримується насосом. Це дозволяє використовувати низькі концентрації, що, в свою чергу, істотно зменшує як габаритні розміри, так і енергоємність блоків і знімає необхідність додаткової обробки води.

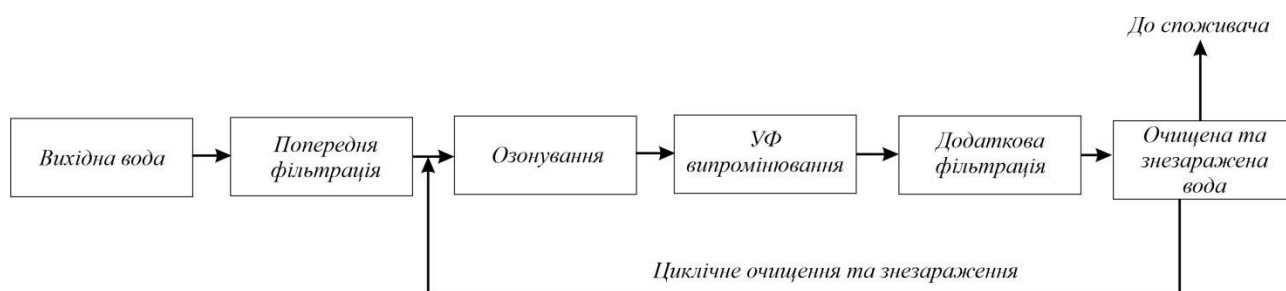


Рис. 5. Технологічна схема роботи запропонованого пристрою

Висновки

Показники якості води вказують на критичні рівні вмісту сульфатів та хлоридів у багатьох точках відбору проб, зокрема в озері Ялпуг-Кугурлуй та річці Гнилоп'ять. Військові дії та руйнування інфраструктури також сприяли значному забрудненню водних ресурсів. Особливо занепокоєння викликає підвищений рівень нітритів та нітратів у деяких точках моніторингу, що свідчить про локальні джерела забруднення. Натомість у частині регіонів спостерігалися позитивні зміни, зокрема збільшення рівня розчиненого кисню та зниження показників БСК5, що вказує на покращення екологічної ситуації. У роботі рекомендовано впроваджувати сучасні пристрої для очищення води, зокрема в умовах надзвичайних ситуацій, для забезпечення населення безпечною питною водою.

Для забезпечення людей питною водою в умовах обмежених ресурсів і значного забруднення водних джерел запропоновано автономний компактний пристрій для очищення та знезараження води. За допомогою синергії трьох процесів фільтрації, озонування та ультрафіолетового випромінювання можна отримати безпечну воду і зменшити ризики захворювань внаслідок використання забрудненої води.

Список літератури

- Ероян, S., Airapetian, T., Haiduchok, O., Blahodarna, H., & Kravchuk, O. (2024). Experimental research of combined horizontal settling tank for drinking water supply. *International Conference on Urban Infrastructure Sustainable Development and Renovation. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1376(1), 012029.
- Haiduchok, O., Kanunnikova, N., Sakun, A., Tomashevskiy, R., & Vorobiov, B. (2024). Prospective technologies of water purification and disinfection for safe human consumption. *In The development of technical, agricultural and applied sciences as the main factor in improving life: Collective monograph* (pp. 230-252). Boston: Primedia eLaunch.

- Hapich, H., & Onopriienko, D. (2024). Ecology and economics of irrigation in the south of Ukraine following the destruction of the Kakhov reservoir. *International Journal of Environmental Studies*, 81(1), 301-314.
- Hapich, H., et al. (2024). Prospects of alternative water supply for the population of Ukraine during wartime and post-war reconstruction. *International Journal of Environmental Studies*, 81(1), 289-300.
- Iurchenko, V., et al. (2023). Problems of providing Kharkiv with an ecologically safe recreational zone based on the Studenok river. *AIP Conference Proceedings*, 2490, 195274.
- Novitskyi, R., et al. (2024). Loss of fisheries from the destruction of the Kakhovka reservoir. *International Journal of Environmental Studies*, 81(1), 315-323.
- Patty, S. I. (2014). Level of phosphate, nitrate and dissolved oxygen in Talise Island waters, North Sulawesi. *Jurnal Ilmiah Platax*, 1(4), 167–176.
- Patty, S. I., Arfah, H., & Abdul, M. S. (2015). Zat hara (fosfat, nitrat), oksigen terlarut dan pH kaitannya dengan kesuburan di perairan Jikumerasa, Pulau Buru. *Jurnal Pesisir dan Laut Tropis*, 3(1), 43–50.
- Ridei, N., et al. (2022). Environmental assessment of recreational territories of Ukraine. In *Studies in Systems, Decision and Control*, 399, 353-371.
- Rybalova, O., Artemiev, S., Sarapina, M., Tsymbal, B., Bakhareva, A., Shestopalov, O., & Filenko, O. (2018). Development of methods for estimating the environmental risk of degradation of the surface water state. *Environmental Journal*, 2(10), 4–17.
- Schlosser, O., et al. (2001). Bacterial removal from inexpensive portable water treatment systems for travelers. *Journal of Travel Medicine*, 8, 12-18.
- Shtefan, V. V., Kanunnikova, N. A., Leshchenko, S. A., & Balamut, N. S. (2020). Anodic dissolution of stainless steel in acid solutions. *Вчені записки Таврійського національного університету ім. В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*, 2(30), Ч. 2, 136–141.
- Swizbin, J. (2017). Delivering results with mobile water treatment units *Filtration+Separation*, 1882/17, 0015.

- Timmermanna, L., et al. (2015). Drinking water treatment with ultraviolet light for travelers — Evaluation of a mobile lightweight system. *Travel Medicine and Infections Disease*, 13, 466–474.
- Tretyakov, O., Shevchenko, T., & Bezsonnyi, V. (2015). Improving the environmental safety of drinking water supply in Kharkiv region (Ukraine). *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10), 40–49.
- Vyshnevskiy, V., & Shevchuk, S. (2024). The destruction of the Kakhovka dam and the future of the Kakhovske reservoir. *International Journal of Environmental Studies*, 81(1), 275-288.
- Vyshnevskiy, V., et al. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*, 48(5), 631-647.
- Yarmolenko, V., et al. (2021). Quality of drinking water in rural areas: Problems of legal environment. *In E3S Web of Conferences*, 280, 09022.
- Шестоपालов, О. В., Сакун, А. О., Лізантан, П. С., Кануннікова, Н. О., Гайдучок, О. Г., Томашевський, Р. С., & Воробйов, Б. В. (2024). Аналіз показників якості води: сучасні аспекти і виклики. *Екологічні науки*, 3(54), 76–82.

ВПЛИВ ДИОКСИДУ СУЛЬФУРУ НА ПРОЦЕСИ ПОГЛИНАННЯ ВУГЛЕКИСЛОГО ГАЗУ ХЛОРОФІЛСИНТЕЗУЮЧИМИ МІКРОВОДОРОСТЯМИ

Дячок В.В., Національний університет "Львівська політехніка", д.т.н., професор кафедри екології та збалансованого природокористування, Львів, Україна

Гуглич С.І., Національний університет "Львівська політехніка", к.т.н., доцент кафедри екологічної безпеки та природоохоронної діяльності, Львів, Україна

Мандрик С.Т., Національний університет "Львівська політехніка", аспірант кафедри екології та збалансованого природокористування, Львів, Україна

Abstract

Climate change is one of the most acute problems of our time. One of the key factors causing climate change is the increase in the concentration of greenhouse gases in the atmosphere, such as: carbon dioxide, methane, sulfur dioxide and others.

Significant levels of CO₂ are continuously released into the atmosphere from the extraction of fossil fuels to their processing and burning to produce heat and electricity, including emissions from industry and uncontrolled waste management practices such as open burning of solid waste. As the global population increases and the demand for energy and waste generation continue to grow, the rate of CO₂ release increases. In the search for effective ways to desolve this problem, microalgae are gaining more and more attention. These single-celled organisms are able to absorb large volumes of carbon dioxide and transform into organic matter.

Experimental dependences of biomass growth depending on sulfur dioxide concentration were obtained. The experimental data were worked out on the basis of the kinetics of enzymatic catalysis, the Lineweaver-Burke graph was constructed on the basis of which the main kinetic constants were determined. Reverse, non-

competitive inhibition, biomass doubling time for the control solution and regeneration time of microalgae cells exposed to sulfur dioxide were determined. The actual establishment of the type of inhibition made it possible to conduct further research with the aim of developing a technology for the absorption of greenhouse gases. In this way, the result obtained allows influencing the reduction of the number of anthropogenic factors that cause climate change, which is the basis of modern environmentally safe technologies.

Вступ

Зміна клімату є однією з найгостріших проблем сучасності. Одним із ключових факторів, що спричиняють глобальне потепління, є підвищення концентрації парникових газів в атмосфері, серед яких вуглекислий газ (CO_2) є найвагомим. Зі подальшим зростанням попиту на енергію та утворення відходів швидкість вивільнення CO_2 зростає. У пошуку ефективних способів боротьби з цією проблемою все більшої уваги набувають мікрободорості. Ці одноклітинні організми здатні поглинати великі об'єми вуглекислого газу і перетворювати його на органічну речовину.

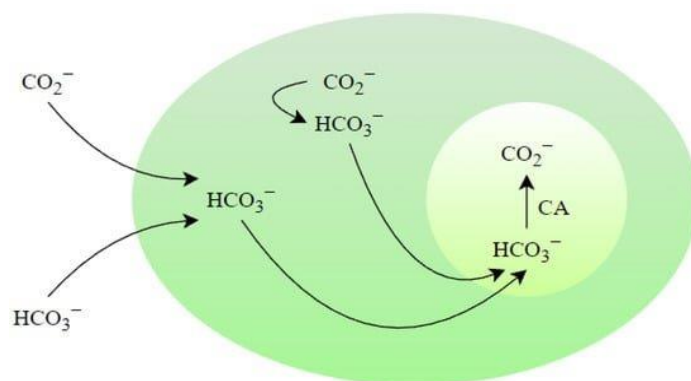


Рис. 1. Схема поглинання вуглекислого газу мікрободоростями

На рисунку 1 зображено схематичне представлення процесу, пов'язаного з обміном вуглекислого газу (CO_2) та гідрокарбонат-іонами (HCO_3^-) у біологічній системі. Цей процес відбувається у внутрішньому середовищі клітини.

За цих умов у внутрішньому середовищі клітини мікрободоростей безперервно відбувається складний процес біохімічних перетворень. У чіткій

послідовності з великою швидкістю проходять численні біохімічні реакції. Швидкість реакцій та їхня послідовність визначаються наявністю специфічних речовин - так званих ферментів.

Зазвичай кожен метаболічний шлях має свої ключові ферменти, оскільки завдяки їм відбувається регулювання швидкості всього шляху. Ці ферменти можуть каталізувати найповільніші біореакції та розташовуються в точках розгалуження метаболічного шляху. Впливаючи на ферменти-модифікаторами (активаторами чи інгібіторами) змінюємо швидкість перебігу не лише однієї біореакції, а й усього метаболічного шляху.

Речовини, які гальмують перебіг ферментативних реакцій мають називу - інгібітори. Під час вивчення впливу інгібіторів на ферментативні реакції можна одержати інформацію, щодо субстратної специфічності ферментів, природи функціональних груп, що входять до складу активного центру ферментів, механізму дії ферментів та участі певних функціональних груп у підтримці специфічної конформації молекули ферменту. Інгібування різних ферментів специфічними клітинними компонентами є одним із факторів, регулювання перебігу ферментативних реакцій у клітині. Таким клітинним компонентом у нашому випадку, за результатами експериментальних досліджень, виступає диоксид сульфуру, який проникаючи через клітинну мембрану у внутрішнє середовище клітини мікроводорості виконує роль інгібітора (Jiban et al., 2023).

Інгібітори, які знижують активність ферментів за умови взаємодії з тими самими функціональними групами активних центрів, що й субстрати, є конкурентними. Конкурентні інгібітори за будовою подібні до субстрату, вони конкурують із ним за зв'язування з активним центром ферменту (рис. 2).

Конкурентне інгібування можна послабити або зовсім усунути підвищенням концентрації субстрату, в нашому випадку вуглекислого газу. Інгібітори, які знижують активність ферментів за умови взаємодії з іншими функціональними групами є неконкурентними (Dyachok, & Gaiduchok, 2015). На неконкурентне інгібування концентрація субстрату не впливає.

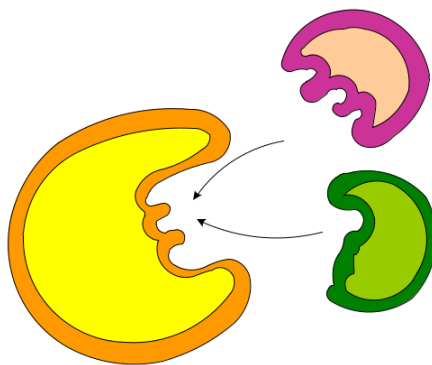


Рис. 2. Конкурентне інгібування: S – субстрат, I – інгібітор, F – фермент

Методи та методики досліджень

Конкурентне інгібування виявляли, за побудованим графіком Лайнуївера – Берка, а саме будували графіки залежності оберненої швидкості біореакції від оберненої концентрації субстрату, тобто в координатах $1/v$ від $1/[S]$ за різних значень концентрацій інгібітора. За дійсного конкурентного інгібування - це прямі лінії, що відрізняються між собою тангенсом кута нахилу та перетинають вісь ординат в одній точці (рис. 3а). Наявність конкурентного інгібітора не змінює максимального значення швидкості реакції V_{max} . У присутності конкурентного інгібітора уявна величина константи Міхаеліса K_m більша, ніж її значення на величину, що дорівнює різниці в довжині відрізків, які відсікаються на осі абсцис (Dyachok V., Dyachok R., Gaiduchok, & Ilkiv, 2015).

За графіком Лайнуївера-Берка, побудованого як мінімум для трьох різних концентрацій інгібітора, можна зробити висновок про те, що неконкурентний інгібітор знижує значення V_{max} , тоді як величина K_m залишається сталою (рис. 3б). Для конкурентного інгібування в серії експериментів за різних значень концентрацій інгібітора буде виходити низка прямих (рис. 3а) які перетинаються в одній точці на осі ординат, відсікаючи відрізок $\frac{1}{V_{max}}$.

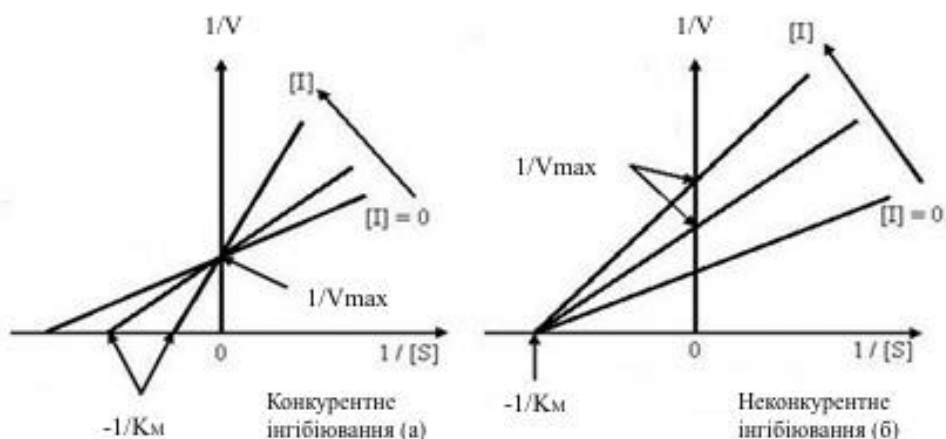


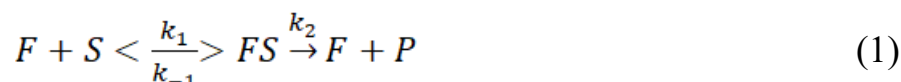
Рис. 3. Графік Лайнуівера – Берка для інгібування отриманий з літературних даних, для конкурентного (а) та неконкурентного (б) інгібування

Під час виконання експериментальних досліджень об'єктом спостереження була культура зелених мікроводоростей – *Chlorella vulgaris*. Для цього водне середовище вносили стандартне живильне середовище, і культуру мікроводоростей - *Chlorella*. Її культивували протягом 11 діб у шести фотобіореакторах об'ємом 1 дм³ за температури 25±1°C при природньому освітленні. Живильні речовини - вуглекислий газ та елементи мінерального живлення клітини мікроводорості отримують безпосередньо з навколишнього рідкого середовища, засвоюючи їх всією своєю поверхнею. Оскільки оксиди CO₂ та SO₂, засвоюється мікроводоростями у вигляді аніонів HSO₃⁻, HCO₃⁻, тому вплив їх на приріст хлорофілсинтезуючих мікроводоростей вивчали за різних значень концентрацій HSO₃⁻. У першому фотобіореакторі концентрація аніону HSO₃⁻ становила - 0,001 мг/мл, у другому – 0,002 мг/мл, у третьому -0,003 мг/мл; четвертому – 0,004 мг/мл і т. д. Приріст біомаси хлорофілсинтезуючих мікроводоростей, за таких умов визначали фотоколориметричним методом з використанням синього світлофільтра згідно закону Бугера-Ламберта-Бера. Оскільки оптичне поглинання світла за даної довжини хвилі пропорційне концентрації мікроводоростей, одержані експериментальні дані накопичення біомаси мікроводоростей в залежності від часу в межах досліджуваної концентрації оксиду SO₂ пропорційні значенням оптичних густин. Вимір

оптичної густини досліджуваних і контрольних розчинів виконували відносно розчину порівняння.

Математичний опис інгібування процесу поглинання вуглекислого газу хлорофівмісними мікрободоростями

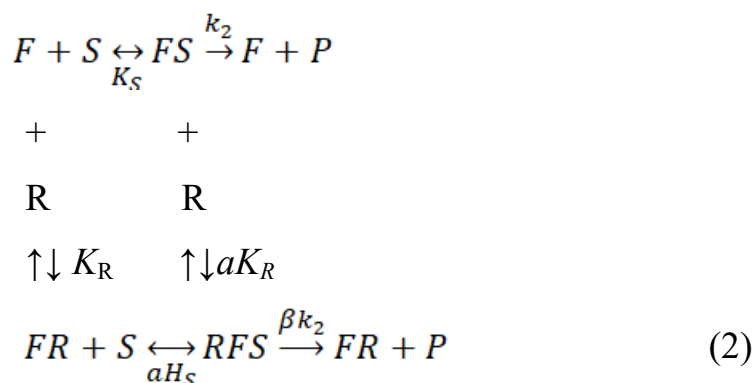
На основі великої кількості експериментальних досліджень приймали, що перетворення субстрату S у продукт P за участі ферменту F протікає через перехідне утворення фермент-субстратного комплексу, який позначається FS . Хоча кількість і різноманітність біохімічних реакцій дуже велика, більшість з них може бути описана простою кінетичною схемою (Dyachok, Huhlych, Yatchyshyn, Zaporochets, & Katysheva, 2017):



Згідно з цієї схеми на першій стадії субстрат швидко та зворотно приєднується до ферменту, утворюючи фермент-субстратний комплекс FS повністю визначеної природи. Другою стадією реакції у найпростішому випадку є незворотний розпад комплексу FS з утворенням продукту і регенерацією ферменту. Константи швидкості елементарних стадій у рівнянні (1) позначені через k_1 , k_{-1} та k_2 , очевидно, що k_1 відноситься до реакції другого порядку, а k_{-1} та k_2 – до реакцій першого порядку.

Швидкість протікання біохімічних реакцій, каталізованих ферментами, часто залежить не тільки від природи і концентрації ферменту та субстрату, але і від присутності таких речовин, як інгібітори або активатори. В природі інгібування та активація ферментів та ферментативних систем є важливим способом регулювання метаболізму і пристосування до умов навколишнього середовища.

Найпростіша схема впливу деякої речовини R на ферментативне перетворення субстрату S у продукт P , яке проходить за рівнянням (1), включає зворотню взаємодію речовини R з ферментом або фермент-субстратним комплексом:



Через K_S і K_R позначені константи нестійкості комплексів ферменту з субстратом і з добавкою R . Із загальних термодинамічних міркувань очевидно, що для замкнутої системи рівноваг (2) константи нестійкості потрійного комплексу RFS при його розпаді за двома можливими напрямками повинні відрізнятися від констант нестійкості відповідних подвійних комплексів в однакове число разів, що враховується коефіцієнтом α . Якщо розпад фермент-субстратного комплексу з утворенням продукту відбувається з константою швидкості k_2 , потрійний комплекс може перетворюватись з виділенням того ж продукту з іншою константою швидкості βk_2 . Величина β визначає характер впливу речовини яку додали: при $\beta > 1$ вона прискорює реакцію і називається активатором (A); при $\beta < 1$ реакція сповільнюється і добавка називається інгібітором (I), а випадок коли $\beta = 0$ називається повним інгібуванням.

Кінетичне опрацювання схеми (2) проводять у припущенні про встановлення всіх рівноваг в системі і дотримання не тільки умови $[S] > [F_0]$, але і нерівності $[R] > [F_0]$. Це дає можливість не враховувати розподіл субстрата і добавки за різних комплексів, а розглядати лише матеріальний баланс за ферментом, існуючому у вільному виді і в комплексах FS , FR і RFS :

$$[F_0] = [F] + [FS] + [FR] + [RFS] \quad (3)$$

Вираження концентрації комплексів через відповідні константи нестійкості з залежності (3) можна знайти концентрацію вільної форми фермента

$$[F] = \frac{\alpha K_R K_S [F_0]}{\alpha K_R K_S + \alpha K_R [S] + [R][S] + \alpha K_S [R]};$$

і далі – концентрація комплексів

$$[FS] = \frac{\alpha K_R [F_0][S]}{\alpha K_R K_S + \alpha K_R [S] + [R][S] + \alpha K_S [R]};$$

$$[RFS] = \frac{[F_0][S][R]}{\alpha K_R K_S + \alpha K_R [S] + [R][S] + \alpha K_S [R]}.$$

Загальна швидкість перетворення субстрата в продукт за схемою (2) складається із швидкостей двох паралельних стадій:

$$-\frac{d[S]}{dt} = k_2[FS] + \beta k_2[RFS] = \frac{k_2 \alpha K_R [F_0][S] + \beta k_2 [F_0][S][R]}{\alpha K_R K_S + \alpha K_R [S] + [R][S] + \alpha K_S [R]}. \quad (4)$$

Провівши перетворення в знаменнику і розділивши численник і знаменник на $(\alpha K_R + [R])$, отримуємо загальний вираз для початкової швидкості ферментативної реакції, яка відбувається в присутності сторонньої речовини - активатора або інгібітора:

$$r_0 = \frac{k_2 \frac{\alpha K_R + \beta [R]}{\alpha K_R + [R]} [F_0][S_0]}{\alpha K_S \frac{K_R + [R]}{\alpha K_R + [R]} + [S_0]} \quad (5)$$

Рівняння (5) є дробовою раціональною функцією, аналогічною рівнянню Міхаеліса-Ментен. Зокрема, рівняння (5) може бути лінеаризоване в координатах Лайнуївера-Берка, причому в серії експериментів із змінним значенням $[R]$ при постійному $[F_0]$ отримуємо пучок прямих, які перетинаються у першому, другому або третьому квадрантах в точці з координатами:

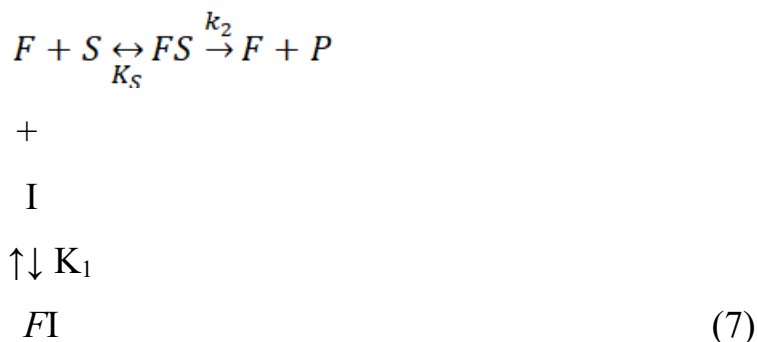
$$\frac{1}{[S_0]} = \frac{1}{K_S} \cdot \frac{\beta - 1}{\alpha - \beta} \quad \text{і} \quad \frac{1}{r_0} = \frac{1}{r_{max}} \frac{\alpha - 1}{\alpha - \beta} \quad (6)$$

де, $r_{max} = k_2 [F_0]$.

Значний теоретичний та практичний інтерес представляють два варіанти інгібування, які отримали назву конкурентного і неконкурентного інгібування (Pavliuk, I., Dyachok, V., Novikov, V., & Ilkiv, N., 2017).

В цих випадках константу рівноваги K_R позначимо K_I . Повне конкурентне інгібування буває у тих випадках, коли інгібітор перешкоджає створенню фермент-субстратного комплексу в результаті «конкуренції» за активний центр ферменту. З точки зору загальної схеми (2) це означає, що

комплекс RFS не може існувати, тобто $\alpha \rightarrow \infty$, а значення β не визначено, так як цей шлях утворення продуктів виключений:



Кінетичний опис повного конкурентного інгібування може бути отриманий із загального рівняння (5) при переході до межі при $\alpha \rightarrow \infty$.

$$r_0 = \frac{k_2 [F_0] [S_0]}{K_S (1 + [I]/K_I) + [S_0]} \quad (8)$$

Залежність (8) має форму рівняння Міхаеліса-Ментен, причому характерно, що зміненою виявляється лише константа K_M , тоді як r_{max} залишається без змін. Це вказує на те, що при будь якій концентрації інгібітора експериментальні дані залежності r_0 від $[S_0]$ повинні утворювати в координатах Лайнуівера-Берка пряму, яка пересікає вісь ординат в точці $1/r_{max}$. В серії експериментів при змінних концентраціях інгібітора буде отримуватись пучок прямих, які перетинаються в одній точці на осі ординат, відсікаючи відрізок $1/r_{max}$. Оскільки кожна із прямих буде відсікати на осі абсцис відрізок, рівний $1/K_M$, то із знайдених цим методом значень K_M легко знайти K_S і K_I :

$$K_M = K_S + \frac{K_S}{K_I} [I] \quad (9)$$

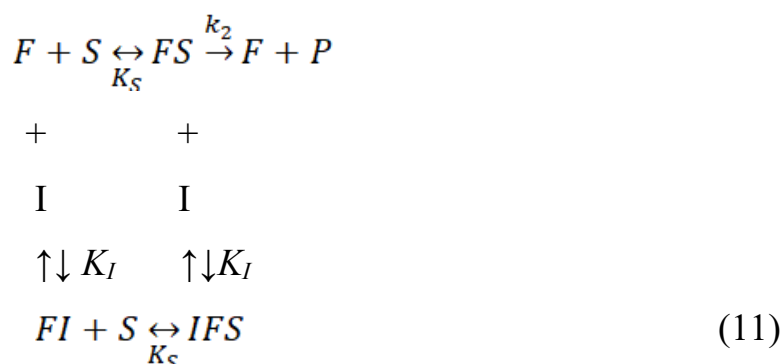
Якщо значення r_{max} і K_S для ферменту відомі і потрібно знайти лише константу інгібування K_I , зручно використовувати координати Діксона, які пов'язують $1/r_0$ з $[I]$. Отримуємо рівняння:

$$\frac{1}{r_0} = \frac{K_S + [S_0]}{k_2 [F_0] [S_0]} + \frac{K_S}{k_2 K_I [F_0] [S_0]} [I] \quad (10)$$

Тобто в координатах $1/r_0 = f([I])$ можна отримати пучок прямих, кут нахилу яких буде визначатися початковою концентрацією субстрату. При $[I] = -K_I$ всі прямі, які описуються рівнянням (10), пролягають через точку з абсцисою $-K_I$ і

ординатою $1/r_{max}$. Це свідчить про те, що при повному конкурентному інгібуванні серія експериментів в залежності від початкової швидкості реакції від концентрації інгібітора при різноманітних початкових концентраціях субстрата і постійному значенню $[F_0]$ дає в координатах Діксона пучок прямих, які перенаються в одній точці. Її абсциса дозволяє знайти константу нестійкості комплексу фермент – інгібітор K_I .

На противагу повному конкурентному інгібуванню неконкурентні інгібітори зменшують активність ферментів, не зачіпаючи його активного центру, тобто не перешкоджають утворенню фермент-субстратного комплексу. Згідно із схемою (2) повне неконкурентне інгібування можливе при $\beta=0$, якщо $\alpha=1$. Таким чином, нестійкість потійного комплексу за кожним із напрямків його розпаду не залежить від третьої частини:



Підстановка значень α і β в загальну формулу (5) приводить до залежності:

$$r_0 = \frac{\frac{k_2}{1 + [I]/K_I} [F_0][S_0]}{K_S + [S_0]} \quad (12)$$

Яка співпадає по формі з рівнянням Міхаеліса-Ментен, проте r_{max} стає залежною від концентрації інгібітора:

$$\frac{r_{max}}{[F_0]} = k_{кат} = \frac{k_2}{1 + [I]/K_I} \quad (13)$$

В координатах Лайнуівера-Берка для дослідів з різними $[I]$ в цьому випадку повинен утворюватись пучок прямих, які пересікаються в загальній точці – $1/K_S$ на осі абсцис. В серії експериментів по визначенню r_0 при різних

$[I]$ і постійних $[S_0]$ та $[F_0]$ повинна утворитися пряма в координатах $1/k_{кат} = f([I])$:

$$\frac{1}{k_{кат}} = \frac{[F_0]}{r_{max}} = \frac{1}{k_2} + \frac{1}{k_2 K_I} [I] \quad (14)$$

Для обробки серії дослідів по вимірюванню r_0 при різноманітних $[I]$ і $[S_0]$ можна використовувати координати Діксона, оскільки рівняння можна привести до вигляду:

$$\frac{1}{r_0} = \frac{K_S + [S_0]}{k_2 [F_0] [S_0]} + \frac{K_S + [S_0]}{k_2 K_I [F_0] [S_0]} [I] \quad (15)$$

При $[I] = -K_I$ всі прямі, описані залежністю (15), пересікаються в загальній точці на осі абсцис. Це дозволяє легко знаходити константу нестійкості комплексу ферменту з повним неконкурентним інгібітором, а також зручно для якісного визначення типу інгібітору (Dyachok, Marakhovska A. & Marakhovska S., 2018).

Результати та обговорення

Основною умовою фотосинтезу є наявність молекул вуглекислого газу. У промисловості він утворюється в результаті спалювання палива, рідкого, твердого або газоподібного. У продуктах спалювання палива також містяться й супутні оксиди, один із них, диоксид сульфуру (SO_2). У промислових газових викидах він може міститись в результаті спалювання палива, оскільки в природних покладах палива містяться сполуки сірки. За молекулярною будовою диоксид сірки та диоксид сульфуру подібні. Існує припущення, що під час транспорту вуглекислого газу (CO_2) крізь мембрану клітини мікроводорості, ферментна система клітини слабо розрізняє дані молекули оксидів, якщо вони проникають за механізмом активного транспорту. Проте основна кількість цих оксидів найімовірніше проникає у внутрішній об'єм клітини за механізмом пасивного транспорту. А тому, молекули диоксиду сульфуру (SO_2), потрапивши у внутрішній об'єм клітини мікроводорості, блокують протікання біохімічної реакції фотосинтезу. Таким чином, стало

необхідно вивчити більш детально процес поглинання вуглекислого газу (CO_2) хлорофілвмісними мікрободоростями за присутності диоксиду сульфуру (SO_2), що адекватно вивченню процесу очищення промислових газових викидів хлорофілвмісними мікрободоростями.

Як було встановлено раніше, поглинання вуглекислого газу хлорофілвмісними водоростями описується кінетикою ферментативних реакцій. Тому, згідно теорії ферментативних реакцій на швидкість протікання біохімічних процесів впливає не лише природа та концентрація субстрату (вуглекислого газу) і ферменту, а і присутність активаторів та інгібіторів процесу поглинання вуглекислого газу (Dyachok, Mandryk, Katysheva, & Nuhlych, 2019).

В літературі містяться дані стосовно каталітичної дії ферментів, їх специфічності (абсолютна, стереохімічна, групова та ін.) та лабільності (мінливості). Активність ферменту може змінюватись під дією температури, показника рН і, головним чином, інгібіторів та активаторів. Це пов'язано із природою функціональних груп активного центру ферменту та механізму дії молекул ферменту при дослідженні впливу інгібіторів на ферментативні реакції. Ферментативні реакції в клітині регулюються інгібуванням ферментів специфічними клітинними компонентами (Явоненко О. & Яковенко Б., 2023).

Розрізняють зворотне і незворотне інгібування. Інгібітори, які знижують активність ферментів приєднуючись до тих самих функціональних груп активних центрів, як і субстрат, називають конкурентними. Інгібітори, які знижують активність ферментів приєднуючись до інших функціональних груп, є неконкурентними. Підвищуючи концентрацію субстрату, у нашому дослідженні - це вуглекислий газ, стає можливим керувати конкурентним інгібуванням, тобто послабити його або усунути. Натомість, концентрація субстрату не впливає на неконкурентне інгібування. Отже, важливим етапом дослідження було з'ясувати з яким саме видом інгібування ми маємо справу.

Найпростіша схема впливу речовини SO_2 (інгібітора) на ферментативне перетворення субстрату CO_2 (вуглекислого газу) в продукт P (біомасу),

включає зворотню взаємодію - SO_2 з ферментом або фермент-субстратним комплексом і зображається рівняння (2). Тут через K_S і K_R позначені константи нестійкості комплексів ферменту з субстратом - CO_2 і з добавкою SO_2 . Динаміку поглинання вуглекислого газу мікроводоростями вивчали за присутності аніону HSO_3^- , оскільки у водному середовищі диоксиду сульфуру взаємодіє з водою, а це відповідно адекватно приросту біомаси мікроводоростей в залежності від значення концентрації диоксиду сульфуру. Концентрації у межах яких проводили дослідження дивитись рисунок 4.

На основі експериментальних даних було побудовано графіки зміни вмісту мікроводоростей у фотобіореакторі в часі за різних значень концентрацій інгібітору – аніону HSO_3^- в суспензії при одноразовому введенні. Отримані дані свідчать про те, що вміст аніону HSO_3^- впливає на концентрацію клітин мікроводоростей у порівнянні з контрольним зразком: у випадку зростання його концентрації, приріст біомаси мікроводоростей зменшується. У контрольному зразку, натомість, спостерігається її збільшення. Тому, доцільним є зазначити, що диоксид сульфуру суттєво впливає на приріст мікроводоростей та слід підтвердити припущення, що виступає в ролі інгібітору, явища поглинання вуглекислого газу (фотосинтезу) (Dyachok, Mandryk, Nuhlych, & Slyvka, 2020).

Починаючи з концентрації 0,001 мг/мл рисунок 3 спостерігається чітке пригнічення приросту біомаси мікроводоростей. Оскільки, ми не досягли повного відмирання мікроводоростей, то при подальшому культивуванні мікроводоростей вони почали відновлюватися та їх вміст після дванадцятої, тринадцятої доби починає збільшувалася (рис. 4).

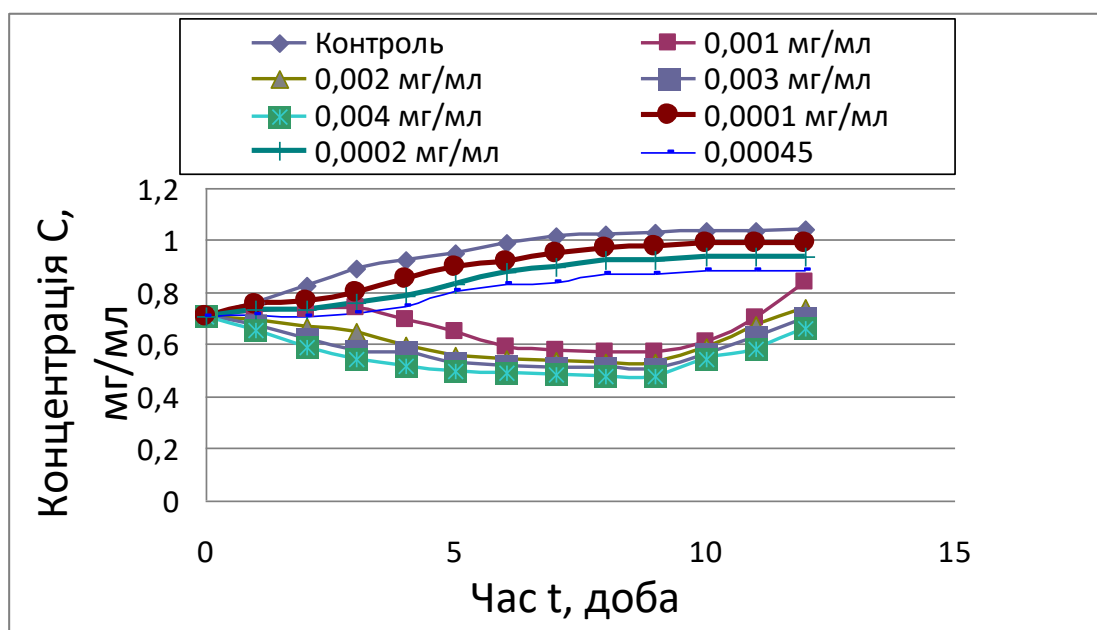


Рис. 4. Зміна вмісту клітин мікробіореакторів *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі в часі за відповідного значення вмісту інгібітора HSO_3^-

Визначення коефіцієнту приросту мікробіореакторів *Chlorella vulgaris* при поглинанні вуглекислого газу

Детальніший аналіз даних на рисунку 4 демонструє зміну чисельності клітин мікробіореакторів за досліджуваний проміжок часу в умовах проведення експерименту, як зазначалося раніше, визначається кількістю народжених та відмерлих клітин.

$$k = (\gamma - \delta), \quad (20)$$

де k - коефіцієнт приросту; γ - коефіцієнт розмноження; δ - коефіцієнт відмирання;

або

$$\frac{dC}{dt} = kC \quad (21)$$

В момент часу $t = 0$ чисельність клітин мікробіореакторів складає $C=C_0$.

Розв'язок диференційного рівняння після інтегрування двох його частини:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = \int_0^t k dt \quad (22)$$

Має вигляд

$$C = C_0 e^{kt} \quad (23)$$

Дане рівняння в логарифмічних координатах дозволяє визначати коефіцієнт приросту – k .

$$\ln \frac{C}{C_0} = kt \quad (24)$$

Аналізуючи експериментальні дані досліджень представлені на рисунку 3, можемо стверджувати, що графічно розв’язок рівняння (24) представляється кривими на ньому.

Після підстановки експериментальних даних у рівняння (24) отримуємо графічну залежність (рис. 5, рис. 6), яка дозволяє визначати коефіцієнт приросту.

Експериментальні дані досліджень, в координатах $\ln \frac{C}{C_0} = f(t)$, графічно представлені прямими на рисунку 5 та 6. Для перших чотирьох кривих (рис. 5) швидкість розмноження більше швидкості відмирання.

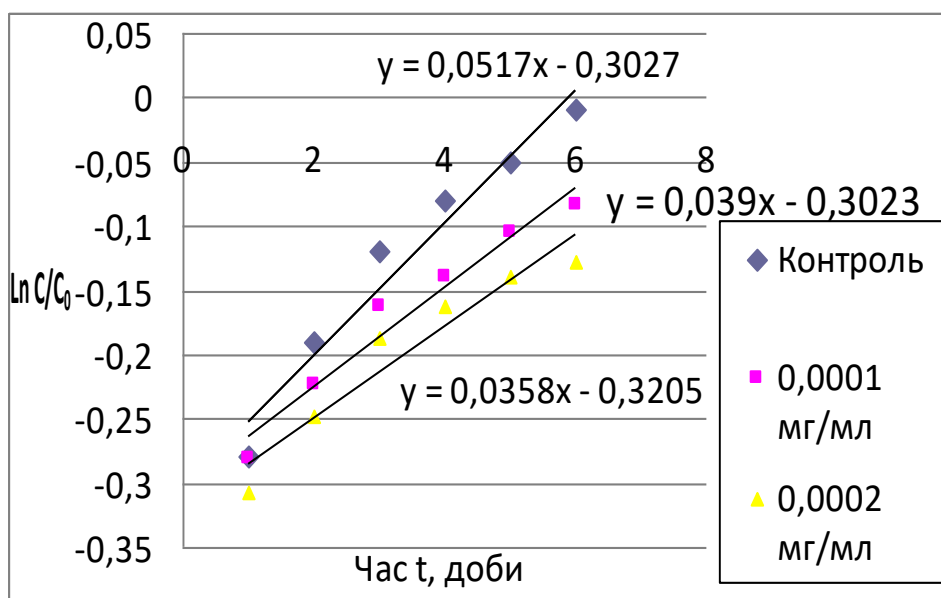


Рис. 5. Залежність логарифму вмісту клітин мікробіореакторів *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі від часу за відповідних концентрацій HSO_3^-

Коефіцієнт приросту, як слідує з рис. 5 може бути додатнім $k > 0$, за умови дії певної концентрації негативного зовнішнього чинника (інгібітору фотосинтезу) може набувати від’ємного значення $k < 0$, рис. 6, а також бути рівним нулю. При концентрації інгібітору $x=0$, концентрація мікробіореакторів

збільшується в часі і коефіцієнт приросту є додатнім і дорівнює $k = 0,0517$ доба⁻¹ (рис. 5). На цьому рисунку всі значення коефіцієнту приросту - k додатні. Тобто вміст клітин мікроводоростей в часі зростає і коефіцієнт приросту відповідно становить $k_1 = 0,0517$ д⁻¹; $k_2 = 0,039$ д⁻¹; $k_3 = 0,035$ д⁻¹ (рис. 5).

За значень концентрацій HSO_3^- (рис. 6): 0,001 мг/мл; 0,002 мг/мл; 0,003 мг/мл; 0,004 мг/мл, величина числа клітин у біомасі з часом спадає, коефіцієнти приросту менші за нуль $k < 0$. Числові значення цих коефіцієнтів відповідно становлять : $k_4 = - 0,0563$ д⁻¹; $k_5 = - 0,0543$ д⁻¹; $k_6 = - 0,0537$ д⁻¹; $k_7 = - 0,0406$ д⁻¹ (Dyachok, Venher, & Nuhlych, 2022).

Таким чином інгібуючі властивості диоксид сульфуру очевидні. Нарешті логічним є встановлення значення такої концентрації інгібітору, за якої приріст стає постійною величиною, або іншими словами, коли коефіцієнт приросту дорівнює нулю, $k = 0$.

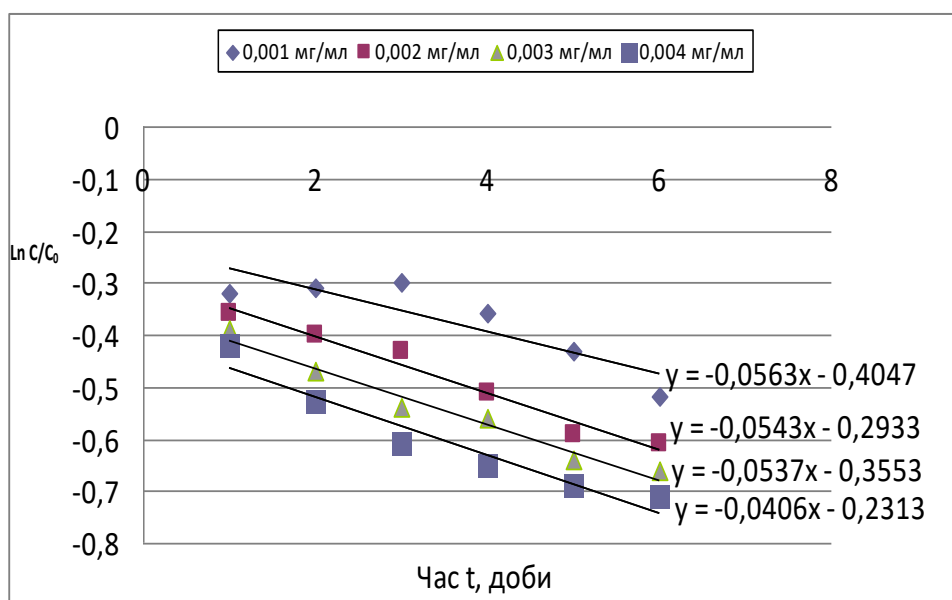


Рис. 6. Залежність зміни логарифму вмісту клітин мікроводоростей *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі від часу за відповідних концентрацій HSO_3^-

Значення цієї концентрації стане можливим визначити, якщо побудувати графічну залежність $k=f(x)$.

Використовуючи значення коефіцієнтів приросту, які були отримані раніше за відповідних значень концентрацій інгібітору отримали криву на графіку (6), аналітичний вираз якої представлений рівнянням (25).

$$k = 0,0022X^4 - 0,0331x^3 + 0,1833x^2 - 0,4434x + 0,3427, \quad (25)$$

де x – концентрація аніону HSO_3^-

Рівняння (25) вирішували за допомогою пакета прикладних програм Excel та знаходили значення концентрації диоксиду сульфуру за якого коефіцієнт приросту рівен нулю $k = 0$.

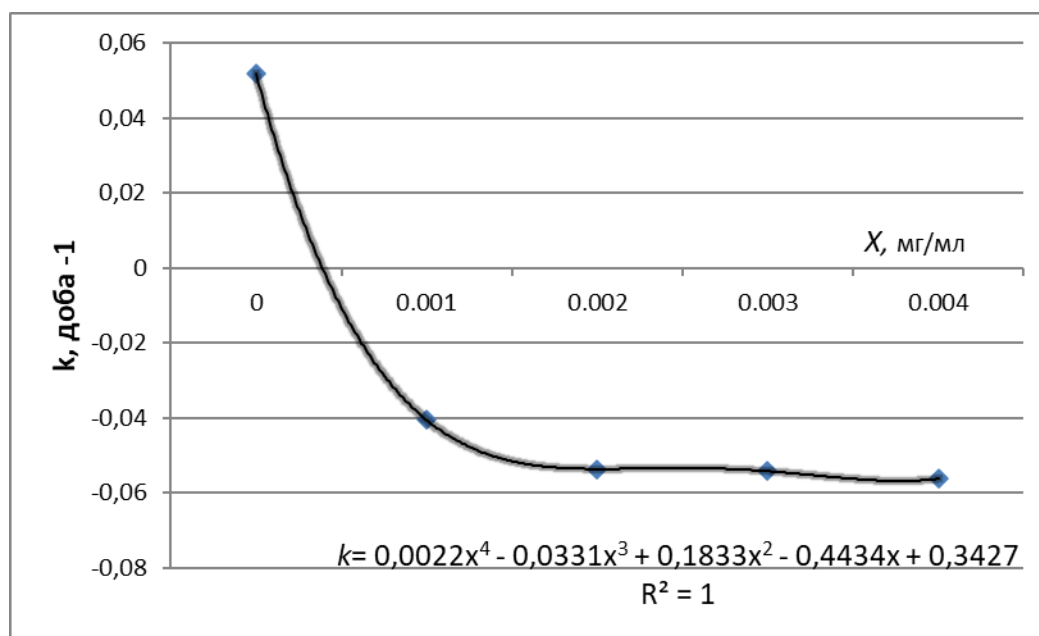


Рис. 7. Графік залежності коефіцієнту приросту процесу поглинання вуглекислого газу мікроводоростями *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі від концентрації інгібітору

Розраховане значення концентрації аніону HSO_3^- за якої значення коефіцієнту приросту рівне нулю становить 0,00045 мг/мл. Це те максимальне значення концентрації аніону HSO_3^- в середовищі барботування, при якому проходить процес фотосинтезу, тобто має місце поглинання CO_2 та постійний приріст біомаси мікроводоростей. Чисельність клітин хлорофілвмісних мікроводоростей не змінюється, залишається на початковому рівні і відбувається фотосинтез з утворенням біомаси. За даної концентрації побудували криву приросту, яка зображена на рисунку 7. При значеннях концентрацій аніону HSO_3^- менших від розрахованого за рівнянням (25)

можливий приріст біомаси мікроводоростей та відповідно інтенсивніше поглинання вуглекислого газу. Зазначимо, що при цьому $k > 0$ і дана модель актуальна у реальному процесі лише за певного значення часу.

Таким чином, вирішено завдання, суть якого полягає в розрахунку такого співвідношення компонентів та умов, які б дозволили забезпечити ефективне поглинання вуглекислого газу за присутності диоксиду сульфуру та досягти підвищення ефективності очищення промислових газових викидів.

Експериментально доведено поглинання мікроводоростями вуглекислого газу за співвідношення $\text{CO}_2:\text{SO}_2$ не менше 10:1.

Встановлення виду інгібування процесу поглинання вуглекислого газу мікроводоростями *Chlorella vulgaris*

В подальшому важливим було встановити тип інгібування диоксидом сульфуру процесу поглинання вуглекислого газу мікроводоростями, тому що у живій клітині інгібування ферментів і їх системи є важливими чинником, що регулює метаболізм і відповідає за пристосування мікроводоростей до умов фотосинтезу.

Найвдалішим випадком інгібування є зворотній вплив інгібітора на ферментативні перетворення субстрату CO_2 у продукт біомаси, зі зворотньою взаємодією інгібітора та ферментсубстратного комплексу.

Цікавість викликають обидва варіанти інгібування, які, як згадувалось вище, отримали назву конкурентне і неконкурентне. В цих випадках константу рівноваги з інгібітором позначимо - K_I . Повне конкурентне інгібування має місце, коли інгібітор перешкоджає утворенню ферментсубстратному комплексу, тобто досягнення субстратом активного центру ферменту стає неможливим. Кінетичний опис повного конкурентного інгібування зображається наступним рівнянням:

$$V = \frac{V_{max}[S]}{K_S \left(1 + \frac{[I]}{K_I}\right) + [S]} ; \quad (26)$$

де K_1 – константа нестійкості комплексу; S – концентрація субстрату, вуглекислого газу (CO_2); I – концентрація інгібітора, діоксиду сульфуру (SO_2); V_{\max} – максимальна швидкість приросту мікроводоростей; K_S – константа насиченості.

Залежність має вигляд рівняння Міхаеліса-Ментена, причому змінна лише константа K_M , а V_{\max} залишається без змін.

$$K_M = K_S + \frac{K_S}{K_I} [I], \quad (27)$$

де K_M – константа Міхаеліса-Ментен.

Це говорить про те, що при будь-якій концентрації інгібітора, (аніону HSO_3^-) експериментальні дані залежності $\frac{1}{V_{\max}} = f\left(\frac{1}{S}\right)$ повинні утворювати в координатах Лайнуівера-Берка пряму, яка пересікає вісь в точці $\frac{1}{V_{\max}}$. В серії експериментів при різних значеннях концентрацій інгібітора виходитимуть прямі (рис. 3), що перетинаються в одній точці на осі ординат та відсікають відрізок $\frac{1}{V_{\max}}$.

Оскільки кожна з прямих відсікає на осі абсцис відрізок рівний $-\frac{1}{K_M}$, тоді із знайдених цим способом значень K_M легко знайти K_S і K_I будуючи залежність в координатах $K_M = f(I)$.

На противагу конкурентному інгібіюванню, неконкурентне понижує активність ферменту не займаючи його активного центру, тобто не запобігає утворенню ферментсубстратного комплексу. Математичний опис неконкурентного інгібіювання має вигляд:

$$V = \frac{V_{\max} S \frac{1}{1+K_I}}{K_S + [S]} \quad (28)$$

Рівняння (28) подібне до рівняння ферментативної кінетики Міхаеліса-Ментен, але в цьому випадку швидкість залежить від концентрації інгібітора

$$\frac{1}{V_{\max}} = f(I).$$

В координатах Лайнуівера-Берка за дослідженнями з різними значеннями концентрацій інгібітора [I] отримуємо низку прямих, які пересікаються однією точці - $\frac{1}{K_S}$ на осі абсцисс (рис. 7). В серії експериментів з визначення $\frac{1}{V_{max}}$ при різних значеннях концентрації інгібітору [I] і постійних [S] і [F] виходить пряма $\frac{1}{V_{max}} = f(I)$, де [F] – концентрація ферменту.

За рівнянням:

$$\frac{1}{V_{max}} = \frac{1}{k_2 F_0} + \frac{1}{k_2 K_1 F_0} C[I] \quad (29)$$

стає можливим визначити константу нестійкості K_I .

Нарешті, в даному експериментальному дослідженні, важливо було встановити конкурентне чи неконкурентне має місце інгібування фотосинтезу. Для цього, обробивши експериментальні дані згідно представленої теоретичної бази, отримали графіки залежності в координатах $1/V$ від $1/S$ (рис. 8).

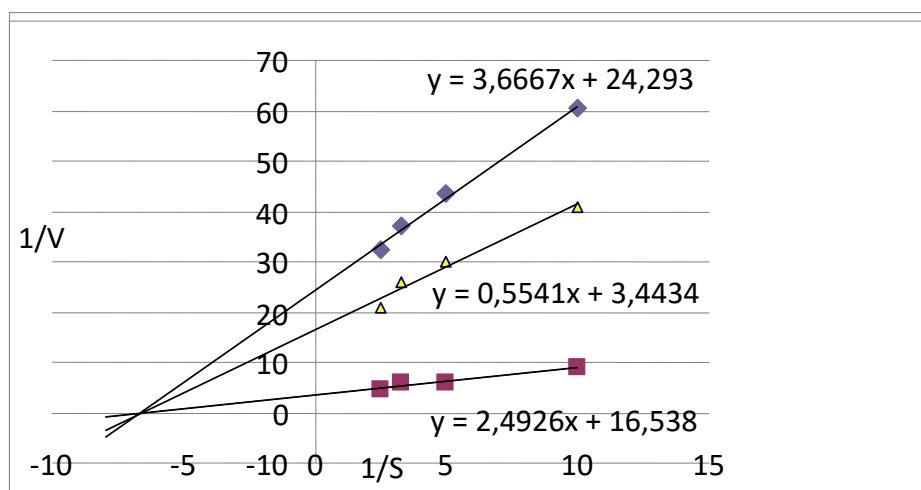


Рис. 8. Графік Лайнуівера-Берка для встановлення типу інгібування процесу поглинання вуглекислого газу мікродоростями *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі

Порівнюючи літературні дані – графік Лайнуівера-Берка (рис. 3 (б)) з побудованою графічною залежністю (рис. 8) за експериментальними даними (рис. 4), можна констатувати їх подібність.

Тому вважаємо, що отримані результати підтверджують неконкурентне інгібування. Той самий випадок, коли інгібування відбувається зі зменшенням

активності ферменту, але не заважає утворенню фермент-субстратного комплексу, тобто зв'язується зворотно і утворює неактивні комплекси.

Інгібітор приєднується до ферменту в іншому місці молекули, там де зв'язується субстрат, а не в активному центрі. Характерним для отриманого графіка (рис. 7) є змінна швидкість приросту $1/V_{\max}$, константа Міхаеліса-Ментен K_M в свою чергу залишається незмінною, а отже, за будь яких концентрацій інгібітора отримані експериментальні криві в координатах Лайнуівера-Берка утворюватимуть прямі, що перетинатимуться в точці $1/K_M$ і відсікатимуть відрізки $1/V_{\max}$, це дозволило визначати значення K_M та $1/V_{\max}$ за концентрацій інгібітора - 0,0001 мг/мл, $K_M = 6,2$ мг/мл, а $1/V_{\max} = 24,29$ мг/мл·добу, при концентрації інгібітора - 0,0002 мг/мл, $K_M = 6,2$ мг/мл, $1/V_{\max} = 16,54$ мг/мл·добу, для контрольного взірця $K_M = 6,2$ мг/мл, а $1/V_{\max} = 3,44$ мг/мл·добу.

Аналогічний результат отримували в експерименті за постійної концентрації інгібітора HSO_3^- та різних концентраціях субстрату HCO_3^- .

За рівнянням:

$$\frac{1}{V_{\max}} = \frac{1}{k_2 F_0} + \frac{1}{k_2 K_1 F_0} C[I] \quad (30)$$

визначаємо константу нестійкості K_I .

Тут $C[I]$ – концентрація інгібітора.

У експериментах, де визначали швидкість приросту $1/V_{\max}$ за різних значень концентрації інгібітора HSO_3^- та постійних концентрації HCO_3^- та концентрації ферменту, виходить пряма в координатах $1/V_{\max} = f(I)$. За концентрації діоксиду сульфуру (SO_2) $[I] = 0,0001$ мг/мл; $[I] = 0,0002$ мг/мл, знаходили константу нестійкості фермент-субстратного комплексу за неконкурентного інгібування K_I .

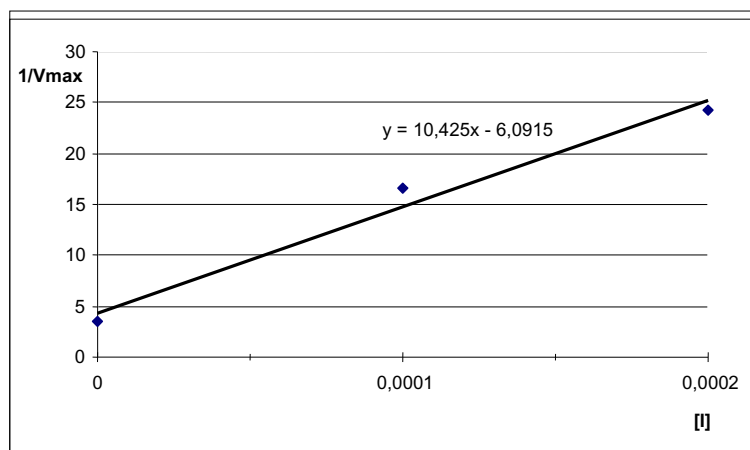


Рис. 9. Графік Лайнуівера-Берка для встановлення типу інгібування поглинання вуглекислого газу мікробами *Chlorella vulgaris* у фотобіореакторі

За величиною значення ординати, на якій відсікають відрізки рівні $1/V_{\max}$, (рис. 8) та за відповідних значень концентрацій інгібітора, було побудовано графік залежності оберненої максимальної швидкості приросту біомаси мікробів за відповідного значення концентрації інгібітору (рис. 9). Тангенс кута нахилу отриманої прямої, дозволив визначити константу нестійкості $K_I=10,425$ мг/мл.

Висновки

1. Досліджено вплив діоксиду сульфуру на динаміку поглинання вуглекислого газу мікробами *Chlorella vulgaris*.
2. Доведено зворотнє, неконкурентне інгібування діоксидом сульфуру процесу поглинання вуглекислого газу мікробами *Chlorella vulgaris* застосовуючи теорію Лайнуівера-Берка.
3. Визначена константа нестійкості комплексу діоксиду сульфуру з ферментом у фермент субстратному комплексі.
4. Знайдено співвідношення $\text{CO}_2 : \text{SO}_2$ за якого можливий фотосинтез та приріст біомаси мікробів *Chlorella vulgaris*.
5. Розраховано допустимі значення концентрацій діоксиду сульфуру за яких проходить поглинання вуглекислого газу мікробами *Chlorella vulgaris* у водному середовищі (стічних водах).

Список літератури

- Dyachok, V. V., & Gaiduchok, O. V. (2015). The construction of ecological and economical production function for energy dependent economics. *Mathematical Modeling and Computing*, 2(1), 27–32. <https://doi.org/10.23939/mmc2015.01.027>
- Dyachok, V. V., Mandryk, S. T., Huhlych, S. I., & Slyvka, M. M. (2020). Study on the impact of activators in the presence of an inhibitor on the dynamics of carbon dioxide absorption by chlorophyll-synthesizing microalgae. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5). <https://doi.org/10.12911/22998993/122674>
- Dyachok, V. V., Mandryk, S., Katysheva, V., & Huhlych, S. (2019). Effect of fuel combustion products on carbon dioxide uptake dynamics of chlorophyll synthesizing microalgae. *Journal of Ecological Engineering*, 20(6). <https://doi.org/10.12911/22998993/108695>
- Dyachok, V., Dyachok, R., Gaiduchok, O., & Ilkiv, N. (2015). Mathematical model of mass transfer from Lamina of the leaf into extractant. *Chemistry & Chemical Technology*, 9(1), 107–110. <https://doi.org/10.23939/chcht09.01.107>
- Dyachok, V., Huhlych, S., Yatchyshyn, Y., Zaporochets, Y., & Katysheva, V. (2017). About the problem of biological processes complicated by mass transfer. *Chemistry & Chemical Technology*, 11(1), 111–116. <https://doi.org/10.23939/chcht11.01.111>
- Dyachok, V., Mandryk, S., & Huhlych, S. (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). <https://doi.org/10.12911/22998993/135900>
- Dyachok, V., Marakhovska, A., & Marakhovska, S. (2018). Application of liquid extraction for treatment of wastewater from edible oils production. *Chemistry and Chemical Technology*, 12(1), 114–119. <https://doi.org/10.23939/chcht12.01.114>
- Dyachok, V., Venher, L., & Huhlych, S. (2022). The Biomethanization Gas Purification of Using Chlorophyll-Synthesizing Microalgae. *Journal of*

Ecological Engineering, 23(9), 259–264.

<https://doi.org/10.12911/22998993/151990>

Jiban Podder, B., Patra, B. R., Pattnaik, F., Nanda, S., & Dalai, A. K. (2023). A Review of Carbon Capture and Valorization Technologies. *Journal Energies*, 16(6). <https://doi.org/10.3390/en16062589>

Pavliuk, I., Dyachok, V., Novikov, V., & Ilkiv, N. (2017). Kinetics of biologically active compound extraction from hops strobiles extraction cake. *Chemistry & Chemical Technology*, 11(4), 487–491.

<https://doi.org/10.23939/chcht11.04.487>

Явоненко, О. Ф., & Яковенко, Б. В. (2023). *Біоорганічна хімія*. Київ: Вища школа.

МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ ІНДЕКСІВ НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ ГРУНТІВ ЗАБРУДНЕНИХ ТОКСИЧНИМИ СПОЛУКАМИ ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ В УКРАЇНІ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ЛЬВОВА

Петрушка К.І., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
доцент кафедри ЕЗП, Україна

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

Петрушка І.М., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
завідувач кафедри ЕБПД, Україна

Бондар О.І., Державна екологічна академія післядипломної освіти та
управління, д.б.н., проф., ректор Державної екологічної
академії післядипломної освіти та управління, член-
кореспондент НААН

Abstract

Military operations in Ukraine have caused significant damage to Ukraine's biodiversity, making it one of the most affected countries in the world. The detonation of rockets and artillery shells leads to the formation of various chemical compounds containing Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Cd. The release of potentially toxic elements (PTEs) into the environment, soil and plants occurs along with their oxidation and other chemical processes, so an important task is to investigate the damaged soil. Soil samples from the areas affected by rocket attacks in Lviv were collected using the concentric circle method (in the centre of the explosion; on the surface of the crater and at a distance of 5 metres from the epicentre of the explosion). X-ray fluorescence (XRF) and atomic emission spectrometry (AES) methods were used to determine the content of heavy metals in the soil samples. In all soil samples, significant exceedances of the maximum permissible concentrations of such elements as Ti (twice), Zn (four times), Pb (six times), and Ni (2.5 times) were detected. Extraction methods in aqueous medium and in the presence of

ammonium citrate were used to assess the leaching and bioavailability of elements in the soil. Neutral ammonium citrate demonstrated high efficiency of extraction of Zn, Cu, Cr, and Cd from the soil. The degree of soil contamination was assessed by various criteria, including the contamination factor (*Cf*), environmental risk factor (*Er*), potential environmental risk index (*Ri*), geoaccumulation index (*Igeo*) and environmental risk factor (*NIFI*) - National Institute of Psychobiology in Israel. The calculated total impact of all elements on the environment (*NIFI* = 49.001 and *NIRI* = 54.941 - National Investor Relations Institute) indicates that the study area is highly polluted.

Вступ

Одним із найдраматичніших способів впливу людини на ґрунтове середовище є військова діяльність. Це фізичні впливи через будівництво оборонної інфраструктури, риття траншей або тунелів, ущільнення, спричинене переміщенням обладнання та військ, або утворення кратерів від бомб (Alengebawy et al., 2021; Ачасов, 2024).

Тому стан ґрунтового покриву України в умовах воєнної агресії росії для України має особливе значення не лише для нашої держави. Ці питання обговорювалися на міжнародних конференціях за участю провідних учених України (Ачасов, 2024; Балюк та ін. 2024). Результати аналізу ґрунту внаслідок російської агресії описує Центр екологічних ініціатив «Екодія» (Гозак та ін., 2023).

Значний внесок у дослідження типів ґрунтів в умовах війни та миру висвітлено в наукових працях Ю.В. Дмитрука та С.П. Позняка (Позняк, 2010; Аріон, Купач, & Дем'яненко, 2021).

Крім того, вибухи можуть видалити велику кількість землі, утворюючи западину, заповнену зруйнованим ґрунтом, забрудненим металевими уламками та попелом (Rodríguez-Seijo et al., 2016). Так звана бомбова турбація порушує ландшафт, оскільки змішує ґрунтові горизонти, що призводить до значної трансформації рельєфу та властивостей ґрунту (Certini et al., 2013). Військові дії

призводять до екологічних проблем, пов'язаних з накопиченням різноманітних забруднюючих речовин у ґрунті та поверхневих водах. Злочини проти довкілля також є частиною військових злочинів. Відповідно до Женевської конвенції, «забороняється використовувати методи або засоби ведення війни, які мають на меті завдати або, як очікується, завдадуть широкомасштабної, тривалої та серйозної шкоди навколишньому середовищу (Lafond et al., 2014). Хімічні речовини, що використовуються в боєприпасах і вибухових речовинах, утворюють довгий список органічних і неорганічних речовин, які можна розділити на потенційно токсичні елементи (ПТЕ), енергетичні сполуки (ЕС) і бойові хімічні речовини. ПТЕ з постраждалих від війни районів в основному включають Pb та пов'язані з ним забруднювачі, такі як сурма (Sb), Cr, миш'як (As), ртуть (Hg), нікель (Ni), Zn і Cd . Вибухові речовини містять значну кількість Pb і Hg, особливо фульмінат ртуті (II). Zn, Cu, Ni, Pb і Cr використовуються для покриття куль, ракет, стволів гармат і військових транспортних засобів. Ba, Sb і W є зарядними сполуками для зброї, а W використовується для кінетичного бомбардування через його високу щільність ($19,3 \text{ г/см}^3$) (Gebka et al., 2016). Після потрапляння в навколишнє середовище більша частина ПТЕ в боєприпасах окислюється при контакті з повітрям і конденсується в дрібні частинки в атмосфері. Потім ці частинки осідають у матриці навколишнього середовища під час дощу (Dinake et al., 2020). З часом ПТЕ можуть мобілізуватися, і нові мінерали (переважно оксиди) можуть випадати в осад, починаючи з перенасиченого ґрунтового розчину (Islam et al., 2016). Різні фракції ґрунту спочатку можуть бути інертними, але можуть стати активними після зміни умов ґрунту (наприклад, рН, вологість) або коли їх кількість у ґрунті перевищує сорбційну здатність ґрунту (Xu et al., 2017).

За останні 100 років внутрішні ґрунти України втратили приблизно 30% гумусу. За даними Держекоінспекції України, збитки, завдані довкіллю України з початку військової агресії Російської Федерації, станом на 10 березня 2023 року, становлять близько 2 трлн грн. Зокрема, згідно з ресурсними

асигнуваннями, вони такі: 11,8 млрд грн на забруднення ґрунту та 844 млрд грн на засмічення землі відходами "військового характеру".

Чисельні дослідження, проведені вченими з даної тематики щодо впливу військових дій на ґрунтовий покрив, свідчать про те, що поширення токсичних елементів значною мірою залежить від типу ґрунту та його характеристик. Відповідно, дослідження ґрунту після ракетного удару на прикладі м. Львова дозволить прогнозувати міграцію в ньому потенційно токсичних речовин.

Основна мета досліджень – визначити ступінь забруднення ґрунтів внаслідок точкових ракетних обстрілів районів м. Львова. Ми зосереджені на виявленні потенційно токсичних елементів (ПТЕ) та характеристиках величини екологічних ризиків, NIRI та критеріях NIRI при точкових ракетних ударах по м. Львову. Перевищення гранично допустимих концентрацій важких металів у досліджуваних пробах ґрунту базується на даних, отриманих двома методами: РФА та ІСП.

Наслідки та прогнозовані сценарії антропогенного впливу оцінювалися з використанням загальноприйнятих факторів екологічного ризику та коефіцієнтів екологічного ризику.

Матеріали та методи

Локалізація забрудненого ґрунту. Усі проби ґрунту були відібрані після ураження крилатими ракетами великої дальності. Кожен із ударів стався по промислових і житлових районах, де були відібрані проби ґрунту. У день відбору метеорологічні умови характеризувались хмарною погодою із середньою температурою повітря 18°C та вологістю повітря 20%.

Для дослідження було відібрано 12 зразків ґрунту з фактичних місць вибуху крилатих ракет у трьох різних районах міста Львова, розташованого на заході України, приблизно в 60 км від кордону з Польщею (рис. 1):

E1 - проби G1-G3 в Залізничному районі;

E2 і E3 відповідно - зразки G4-G6; G7-G9 у Шевченківському районі;

E4 - проби G10-G 12 у Стрийському районі.



Рис. 1. Локалізація відбору проб забрудненого ґрунту

За українською класифікацією проби ґрунту, відібрані з місця вибуху, можна віднести до темно-сірих опідзолених (Позняк, 2010).

Відбір проб ґрунту проводився в районах, що постраждали від війни, відповідно до стандартів відбору проб для аналізу іонів важких металів (Crommentuijn, et al., 1997). Зразки збирали за допомогою пластикового шпателя і поміщали в пластикові (непрозорі) герметичні контейнери. Відбір проб на кожному рівні проводився в концентричних колах, причому три змішані проби відбиралися з кожного рівня в концентричних колах, щоб забезпечити усереднення даних. Під час відбору проб із цих ділянок спостерігалися руйнівні порушення ґрунту. В результаті падіння крилатої ракети утворилася воронка діаметром 5 м і глибиною 5 м. Даний метод відбору проб ґрунту дає наступну інформацію: концентрація речовин в осередку вибуху, розподіл забруднення ґрунту залежно від глибини кратера та характер розподілу забруднення.

Перед аналізом зразки ґрунту рівномірно розсипали на фільтрувальний папір і висушували на повітрі протягом 1 доби при кімнатній температурі. Потім зразки подрібнювали у фарфоровій ступці, просівали для відділення

фракції діаметром понад 250 мкм і поміщали в герметичні пластикові контейнери.

XRF (рентгенівська флуоресценція). Хімічний склад зразків ґрунту визначали методом дисперсійної рентгенівської флуоресценції за допомогою аналізатора Thermo Scientific ARL QUANT'X зі Швейцарії та програмного забезпечення WinTrace. Перед дослідженням прилад був відкалібрований за еталонними зразками елементів. Підготовлені зразки ґрунту поміщали в контейнер приладу, тривалість дослідження становила 1,5 години.

Екстракційний тест. Щоб оцінити здатність до вимивання важких металів та біодоступність елементів у ґрунтах, було проведено випробування екстракції відповідно до ISO 22190:2020 Якість ґрунту — Використання екстрактів для оцінки біодоступності мікроелементів у ґрунтах.

Зразки ґрунту (1 г) зважували і переносили в колбу Ерленмейера, що містила 110 мл надчистої води. Потім колбу струшували на орбітальному шейкері (180 об/хв) при кімнатній температурі протягом 30 хвилин. Після цього періоду зразок фільтрували та піддавали багатоелементному аналізу.

Екстракція нейтральним цитратом амонію

Зразки ґрунту (1 г) зважували і переносили в колбу Ерленмейера, що містила 100 мл нейтрального цитрату амонію, нагрітого до 65°C. Розчин струшували на орбітальному шейкері (180 об/хв) при постійній температурі 65°C протягом 60 хвилин. Відфільтрований розчин потім розбавляли до 250 мл і піддавали багатоелементному аналізу. Ці дослідження проводили для кожного зразка ґрунту.

Вимивання та біодоступність розраховували на основі рівняння 1:

$$BL = \frac{C_E \cdot V_E}{C_S \cdot m_S} \cdot 100 \quad (1)$$

де BL - біодоступність (%); C_E – концентрація елементів в екстракті (мг/л); V_E – об'єм витяжки (л); C_s – вміст елементів у ґрунті (мг/кг); m_s – маса видобутого ґрунту (кг).

Елементний склад ґрунту. Перед оцінкою багатоелементного складу як ґрунті, так і рослини піддалися травленню в мікрохвильовій системі травлення (Start D, Milestone, Італія) з використанням температурно-часових програм (180°C, 21 хвилина). Процесу мікрохвильового зброджування сприяло застосування ультрачистих концентрованих кислот за наступною схемою:

1. Зразки ґрунту (0,5 г) оброблені двокислотною сумішшю 7,5 мл HCl і 2,5 мл HNO₃;

2 Зразки рослинної біомаси з тестів на схожість, масою близько 0,5 г, розщеплювали 5 мл HNO₃ (Merck, Німеччина). Після травлення розчини фільтрували і розбавляли в 100 разів.

Багатоелементний склад оцінювали методом ICP-OES (ICP-OES Varian Vista-MPX, Австралія). Аналіз проводили окремо для ґрунту, рослинної сировини та різних екстрактів з повною компенсацією ефектів матриці з урахуванням принципів простежуваності вимірювань.

Методика оцінки степені забруднення ґрунту. Оцінку забруднення ґрунту характеризували такими факторами: коефіцієнт забруднення (C_f), фактор екологічного ризику (E_r), індекс потенційного екологічного ризику (R_i) та індекс геоаккумуляції (I_{geo}).

Коефіцієнт забруднення використовують для визначення відношення загального вмісту металу в пробах ґрунту (C_s) до фонові концентрації (C_b) (Mugoša et al., 2016).

$$C_f = C_s / C_b \quad (2)$$

Ступінь збагачення ґрунту металами (C_f) поділяється на чотири групи (Nakanson, 1980; Rekey et al., 2004): перша ($C_f < 1$) відсутність збагачення

металом; другий ($1 \leq Cf \leq 3$) помірно забруднення; третя ($3 \leq Cf \leq 6$) значне забруднення; четвертий ($Cf > 6$) дуже високе забруднення.

Екологічний фактор ризику (Er) розрахований для вираження потенційного екологічного ризику за допомогою рівняння, запропонованого Хакансоном :

$$E_r = T_i \cdot C_f \quad (3)$$

$$C_f = \frac{C_i}{B_i} \quad (4)$$

де T_i – коефіцієнт токсичної реакції Хакансона (Cd – 30, Cu – 5, Pb – 5, Cr – 2, Zn – 1) (Hakanson, 1980), C_f – коефіцієнт забруднення; C_i – концентрація металу в досліджуваному зразку ґрунту; B_i є еталонним значенням, яке можна використовувати для деяких із запропонованих значень, оскільки воно не є однорідним значенням, таким як фоновий рівень, базовий рівень тощо.

Значення фактора екологічного ризику характеризує вплив на навколишнє середовище: $Er < 40$, низький; $40 \leq Er < 80$, помірний; $80 \leq Er < 160$, суттєво; $160 \leq Er < 320$, високий; і $Er \geq 320$, дуже високий. Фактор ризику використовувався як діагностичний інструмент для моніторингу забруднення води, але його також успішно використовували для оцінки забруднення навколишнього середовища важкими металами.

Індекс потенційного екологічного ризику (R_i) визначався як сума факторів ризику (рівняння 5). Хакансон і Янг припустили (Hakanson, 1980; Yang et al., 2011), що R_i враховує токсичність важких металів і реакцію навколишнього середовища на всі п'ять факторів ризику (Pb, Cd, Cu, Zn і Cr) у досліджуваних ґрунтах:

$$R_i = \sum E_r \quad (5)$$

Індекс потенційного ризику (R_i) поділяється на такі категорії: $R_i < 150$, низький ризик; $150 \leq R_i < 300$, помірний; $300 \leq R_i < 600$, значуще; $R_i \geq 600$, дуже високий.

Підтвердження факторів ризику навколишнього середовища було виконано шляхом порівняння з методами *NIFI* та *NIRI*. З цією метою розроблено новий підхід до методології комплексної оцінки екологічного ризику важких металів на основі *NIRI* для *NIFI* та потенційного екологічного ризику Risk Index (R_I). *NIFI* та R_I є двома з існуючих методів оцінки ризику (Fang et al., 2019; Yang et al., 2011), які широко використовуються для яких матеріалів (Men et al., 2019; Wang et al., 2014). *NIFI* можна розрахувати за допомогою рівняння 6:

$$NIFI = \sqrt{\frac{(PI_{ave}^2 + PI_{max}^2)}{2}} \quad (6)$$

$$PI = \frac{C_i}{S_i} \quad (7)$$

де C_i – концентрація важких металів у зразку ґрунту; S_i – гранично допустима концентрація елемента в ґрунті; PI_{ave} , PI_{max} – середнє та максимальне значення концентрації елементів у пробах. Усі значення мають однакові розміри (мг/кг).

Слід зазначити, що при розрахунку комплексного екологічного ризику за методикою *NIFI* не враховуються фактори токсичності елементів. Тому для підтвердження достовірності отриманих експериментальних результатів ми розрахували комплексний екологічний ризик впливу досліджуваних елементів на навколишнє середовище за методом *NIRI*, що дозволяє більш точно оцінити комплексну дію кількох видів важких металів. При цьому необхідно використовувати фактор токсичної реакції на навколишнє середовище та диференціювати вплив важких металів. *NIRI* можна розрахувати за допомогою наступного рівняння 8:

$$NIRI = \sqrt{\frac{(E_{rmax}^2 + E_{raverage}^2)}{2}} \quad (8)$$

Вплив кожного з джерел забруднення на ризик можна оцінити шляхом поділу ризику. При розподілі ризику було об'єднано новий метод оцінки ризику - *NIRI* та розподіл джерела за *RAp*.

Типи та внески в концентрації важких металів були імпортовані в рівняння $NIRI$. Це можна виразити таким чином:

$$RAp = \sqrt{\frac{(RA_{ipmax}^2 + RA_{ipaverage}^2)}{2}} \quad (9)$$

$$RAip = T_r^i \cdot \frac{C_{ip}}{S_i} \quad (10)$$

де RA_{ipmax}^2 – максимальне значення фактора ризику; $RA_{ipaverage}^2$ – величина фактора ризику; всі інші значення використовуються з попередніх експериментальних і розрахункових даних.

Наведено класифікацію показників впливу факторів екологічної безпеки навколишнього середовища в табл. 1.

Таблиця 1

Класифікація показників впливу факторів екологічної безпеки довкілля
(Meerschman et al., 2011; Men et al., 2019)

Індекс	Категорія	опис
$NIPPI$	$NIPPI \leq 0,7; PI \leq 1$ $0,7 < NIPPI \leq 1$ $1 < NIPPI \leq 2; 1 < PI \leq 2$ $2 < NIPPI \leq 3; 2 < PI \leq 3$ $NIPPI > 3; PI > 3$	Незабруднений Попереджувальний ліміт забруднення Низький рівень забруднення Помірно забруднена Сильно забруднена
Ri	$Ri \leq 150; E_{r^i} \leq 40$ $150 < Ri \leq 300; 40 < E_{r^i} \leq 80$ $300 < Ri \leq 600; 80 < E_{r^i} \leq 160$ $Ri > 600; 160 < E_{r^i} \leq 320$ $E_{r^i} > 320$	Низький ризик Помірний ризик Значний ризик Високий ризик Надзвичайний ризик
$NIRI$	$NIRI \leq 40; E_{r^i} \leq 40$ $40 < NIRI \leq 80; 40 < E_{r^i} \leq 80$ $80 < NIRI \leq 160; 80 < E_{r^i} \leq 160$ $160 < NIRI \leq 320; 160 < E_{r^i} \leq 320$ $NIRI > 320; E_{r^i} > 320$	Низький ризик Помірний ризик Значний ризик Високий ризик Надзвичайний ризик

Мюллер у 1969 році спочатку визначив індекс геоаккумуляції (I_{geo}), щоб ідентифікувати та кількісно визначити забруднення металів у ґрунтах шляхом порівняння поточних концентрацій з доіндустріальними рівнями (Mugoša et al., 2016). Для розрахунку було використано таке рівняння:

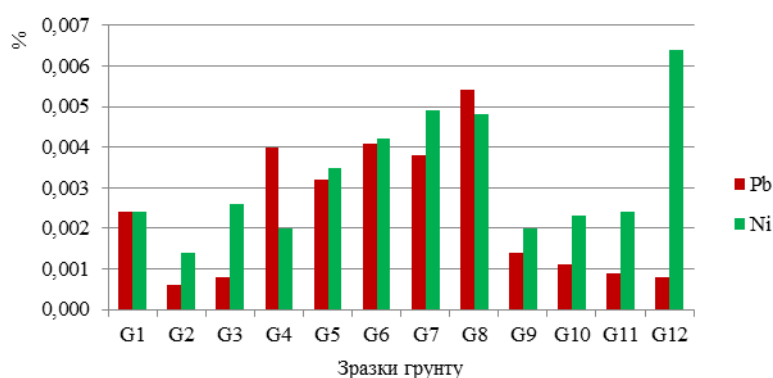
$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_r}{1,5 \cdot C_{r,i}} \right] \quad (11)$$

де C_r - виміряна концентрація досліджуваного металу; $C_{r,i}$ це геохімічна фоновіа концентрація або контрольне значення металу. Коефіцієнт 1,5 використовується через можливі варіації фонових значень для даного металу в навколишньому середовищі, а також через дуже незначні антропогенні впливи.

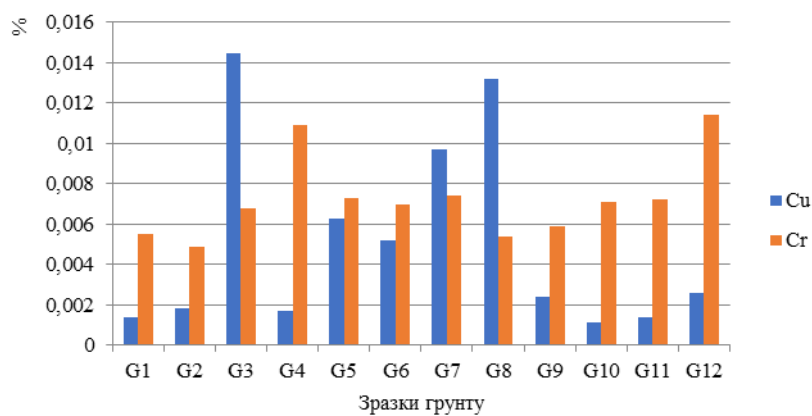
Існує сім класів індексу геоаккумуляції (I_{geo}), визначених Мюллером: $I_{geo} \leq 0$, клас 0, незабруднений; $0 < I_{geo} \leq 1$, клас 1, від незабрудненого до помірно забрудненого; $1 < I_{geo} \leq 2$, клас 2, помірно забруднений; $2 < I_{geo} \leq 3$, клас 3, від середнього до сильного забруднення; $3 < I_{geo} \leq 4$, клас 4, сильно забруднений; $4 < I_{geo} \leq 5$, клас 5, від сильного до надзвичайно забрудненого; і $I_{geo} > 5$, клас 6, надзвичайно забруднений.

Результати досліджень

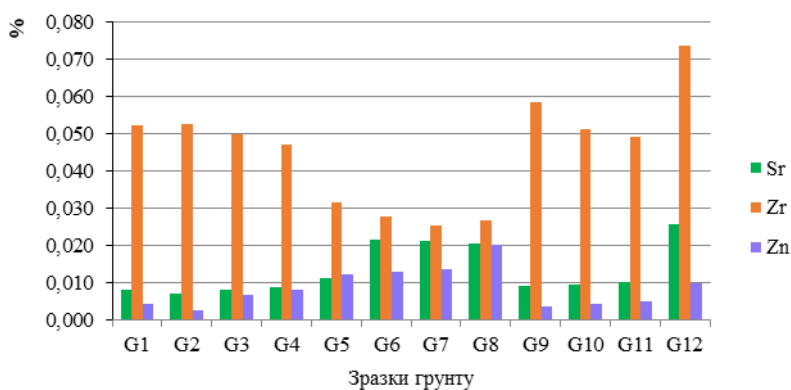
Результати XRF (рентгенівська флуоресценція). Концентрації ПТЕ (Pb, Ni, Zn, Cu, Sr, Cr, Ti, Zr) порівнювали з нормативами допустимого вмісту важких металів у ґрунті (Alengebawu et al., 2021; Позняк, 2010). Ґрунт досліджених зразків відноситься до темно - сірого опідзоленого типу. Отримані дані наведені на рис. 2.



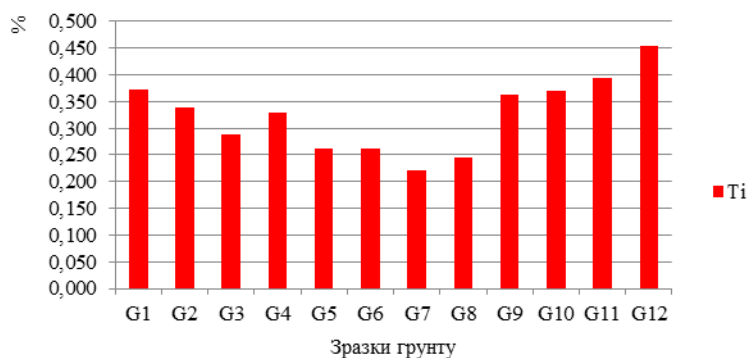
а



б



в



г

Рис. 2. Елементний склад зразків ґрунту, проаналізованих XRF де зразки:

E1 - (G1, G4, G7, G10); E2 - (G2, G5, G8, G11);

E3 - (G3, G6, G9, G12); E4 - (контрольна точка проб ґрунту)

Враховуючи отримані результати, за величиною їх концентрації в зразках ґрунту елементи можна розташувати в такій послідовності: $Ti > Zr > Sr > Zn > Cr > Ni > Pb$. У досліджуваних районах ракетних обстрілів з боку Російської

Федерації у м. Львові (травень – жовтень 2022 р.) виявлено перевищення гранично допустимих концентрацій за європейськими стандартами елементів: Cu – у 2,6 рази (проба G12); Ni - в 1,3 рази (зразок G12); Cr - в 1,15 рази (зразок G12); Pb - до 2,5 разів (зразок G8); Sr - в 1,7 рази (зразок G12). Найбільше перевищення ГДК виявлено для Zn) і становить від 2 до 4,6 разів .

Щодо наявності таких елементів, як Zr та Ti, то можна констатувати, що їх концентрація перевищує гранично допустимі значення у 2-5 разів (проби G1, G12). Для більш наочного уявлення про вміст досліджуваних елементів у зразках ґрунту ці графіки були побудовані у відсотках елементів, відповідно згрупованих за значенням концентрації.

Високий вміст цирконію (Zr) у зразках ґрунту можна пояснити його унікальними хімічними властивостями. У чистому вигляді Zr є міцним металом, який за своїми властивостями схожий на сталь. Метал Zr знаходить широке застосування в різних сферах людської діяльності. Він використовується як матеріал для виготовлення специфічних структурних компонентів у ядерних реакторах і як інгредієнт у численних сплавах, що використовуються у виробництві ракет та інших аерокосмічних застосуваннях. З'єднання цирконію з іншими металами в сплавах покращує їх технічні характеристики, підвищує вогнестійкість і покращує п'єзокерамічні властивості матеріалів. Крім того, коли цирконій додається як хімічний елемент до інших матеріалів, це підвищує їхню здатність протистояти різноманітним агресивним середовищам (Broomandi et al., 2021; Pichtel, 2016; Watson, & Philip, 1985). Наявність сполук (Sr (ClO₄)₂) і нітрату стронцію (Sr(NO₃)₂). Ці сполуки використовуються в системах управління вектором тяги з рідинним вприскуванням ракет, щоб полегшити керування кермом напряму через фіксований механізм сопла.

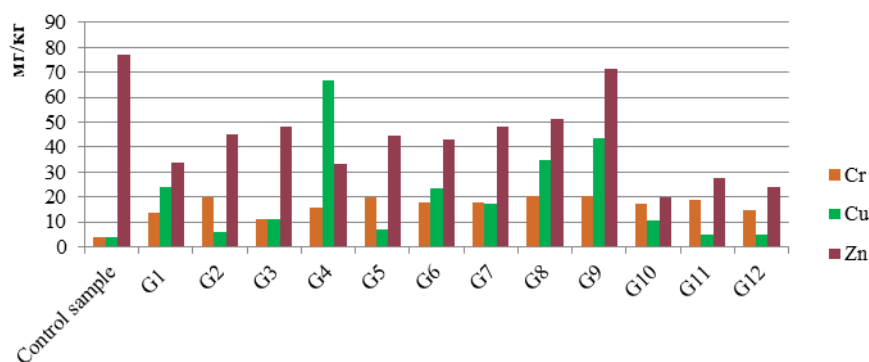
Вміст забруднюючих речовин у ґрунті з військових і постраждалих від війни територій зазвичай порівнюють у літературі з різними типами еталонних значень: фонові концентрації ґрунту (Koul et al., 2022; Knechtenhofer et al., 2003; Meerschman et al., 2011; Okkenhaug et al., 2016), концентрації

сільськогосподарських ґрунтів, загальнопромислових, міських та/або рекреаційних ґрунтів (Bausinger et al., 2007; Denton et al., 2016; Lafond et al., 2012; Rajapaksha et al., 2016; Sladkova et al., 2015), а також концентрації ґрунту військового полігону.

Порівнюючи літературні дані щодо наявності важких металів на військових базах та результатах бойових дій з дослідженими зразками ґрунтів м. Львова, слід відзначити значну присутність Zr. Можливо, попередні дослідження, які проводили зарубіжні вчені, не були сфокусовані на цьому елементі. Zr присутній у досліджених пробах ґрунту в місцях ракетних обстрілів (м. Львів). Ймовірно, це пов'язано з використанням цього елемента для підвищення корозійної стійкості корпусів крилатих ракет. Що стосується кадмію, то цей елемент присутній у всіх зібраних пробах, причому максимальна концентрація в 3,5 рази перевищує фонову концентрацію. Концентрації хрому та цинку в досліджуваному ґрунті знаходяться в межах середнього діапазону екологічного впливу.

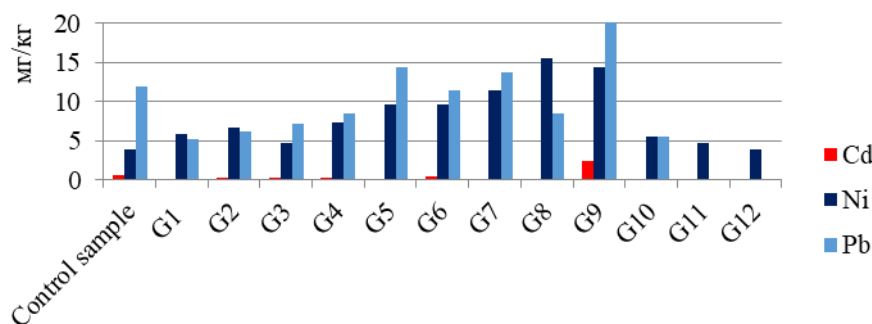
Численні дослідження вчених підкреслили значний антропогенний вплив ПТЕ на ґрунти внаслідок військових дій та на військових полігонах (Bordeleau et al., 2008; Broomandi et al., 2020). ГДК у ґрунті перевищено в 1,5 рази по свинцю і хрому, в 1,1 разу по нікелю, до 15 разів по цинку. РФА та ІСП аналізи проб ґрунту також підтверджують значне перевищення гранично допустимих концентрацій таких елементів, як свинець (у 2,5 рази), стронцій (1,7 рази), цинк і мідь (від 2,6 до 4 разів).

Результати екстракційного тестування. Для підтвердження результатів попередніх аналізів ґрунту було проведено екстракційний тест визначення вмісту елементів у зразках ґрунту (рис.3) та ступеня їх вимивання з ґрунту за допомогою деіонізованої води та нейтрального цитрату амонію.



Зразки ґрунту

а



Зразки ґрунту

б

Рис. 3. Вміст елементів у ґрунті у відібраних зразках: E1 - (G1, G4, G7, G10); E2 - (G2, G5, G8, G11); E3 - (G3, G6, G9, G12); E4 - (контрольна точка проб ґрунту)

Отримані дані показали, що свинець і нікель практично не вимиваються водою з ґрунту. Концентрація всіх інших елементів у воді була в межах 0,0030 – 0,054 (мг/л). Це призводить до їх накопичення в ґрунті і, як наслідок, токсичного впливу на навколишнє середовище. Мінімальна присутність інших елементів у воді відповідає порядку: $Cr > Zn > Cu > Cd$.

Ефект вилуговування, досягнутий за допомогою органічних кислот (лимонної та щавлевої), виявився ефективним для вилучення важких металів із забрудненого ґрунту. Ці кислоти піддаються біологічному розкладанню та можуть досягти вищої ефективності вилучення важких металів при помірно кислому рН порівняно з іншими екстрагентами (DOG, 2009; Wang et al., 2014). Дані, показані на рис. 4, демонструють ефективність видалення до 100% для свинцю та Ni. Вміст Cr, Cu та Zn у зразках залишався у залишкових фракціях.

Кінетичні дослідження вилучення важких металів із ґрунту шляхом промивання нейтральним цитратом амонію показали його високу ефективність для зразків цинку, міді, хрому та кадмію.

Результати екологічних факторів ризику забруднення ґрунтів. Результати розрахунків коефіцієнта забруднення ґрунту (Cf), фактора екологічного ризику (Er), індексу потенційного екологічного ризику (Ri) та індексу геоаккумуляції ($Igeo$) для кожного вимірюваного елемента представлені в таблиці 6. Найвище значення коефіцієнта забруднення ґрунту (Cf), що вказує на значне забруднення, було знайдено для Cu на поверхні кратера вибуху. Pb і Zn також показали помірне забруднення на поверхні вирви. Жодного збагачення металом для Cr і Cd не спостерігалось в досліджуваних пробах. Послідовність збагачення металом досліджуваного ґрунту така: $Cu > Zn > Pb > Cr > Cd$. З точки зору екологічного фактора ризику (Er), усі елементи, крім Cu, знаходяться в зоні низького впливу, що вказує на помірний вплив на навколишнє середовище для міді.

Числові значення індексу потенційного екологічного ризику (Ri) для досліджуваних елементів вказують на низький рівень, причому всі значення нижче 300 відповідають низькому та помірному ризику. Лише в одному зразку індекс екологічного ризику для міді (Cu) досяг 58,2. Мідь, незважаючи на її значну роль у фізіологічних процесах, дуже токсична і може спричинити пошкодження тканин, зміни подовження клітин кореня, зміни проникності мембрани та інгібування переносу електронів під час фотосинтезу. Гранично допустима концентрація (ГДК) для рухомих форм Cu становить 3,0 мг/кг.

Індекс геоаккумуляції ($Igeo$) свідчить про помірне забруднення ґрунту міддю (Cu) на основі числового значення 1,78. Zn і Pb належать до класу помірного забруднення ($1 < Igeo < 2$). За методом $NIFI$ розрахований коефіцієнт оцінки екологічного ризику становить 49,001 ($NIFI > 3$), що вказує на територію з високим ступенем забруднення відповідно до класифікації в табл. 2. Однак

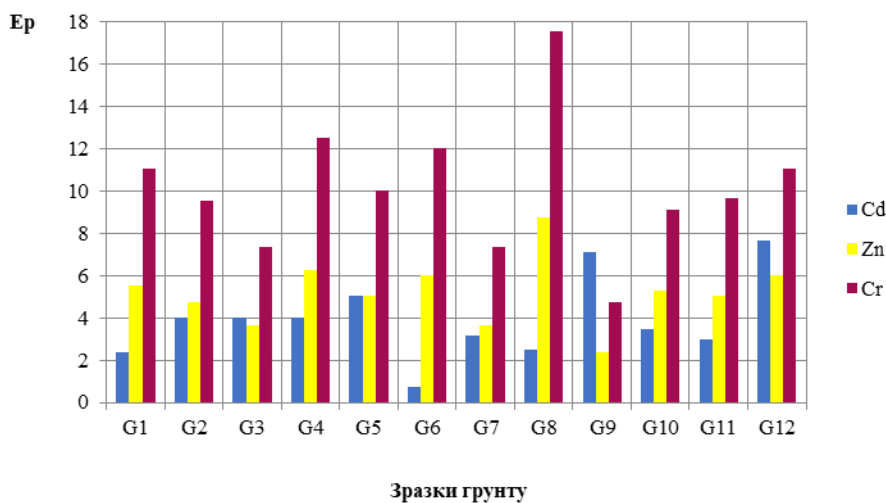
при розгляді методу *NIRI* розрахункове значення становить 54,94 ($NIRI < 80$), що вказує на помірний ризик для навколишнього середовища.

Таблиця 2

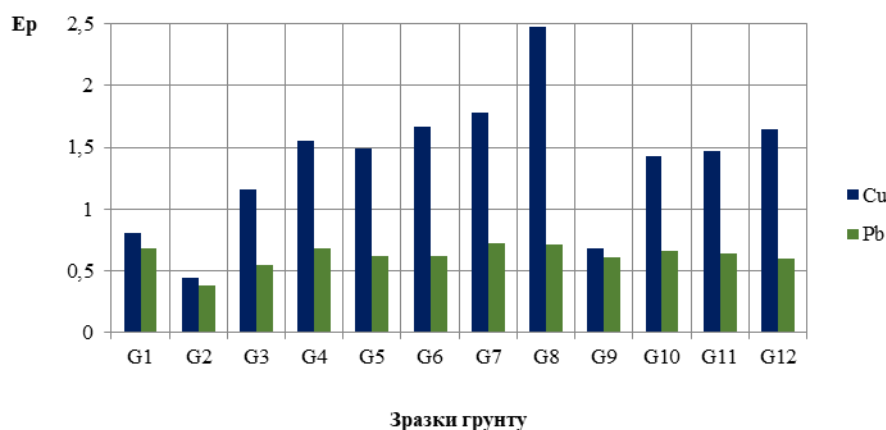
Значення коефіцієнта забруднення (C_f), фактора екологічного ризику (E_r), індексу геоаккумуляції (I_{geo}) та індексу екологічного ризику (R_i) важких металів у ґрунті

Коефіцієнти	Елемент				
	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr
<i>MAC</i>	20	3	10	50	100
<i>Max</i>	35.1	0.714	116.4	124	35.9
<i>Min</i>	4	0.4	8.51	21.8	19.1
<i>Mean</i>	14.48	0.32	36.44	62.94	30.55
<i>C_fmax</i>	1.755	0.238	11.64	2.48	0.359
<i>C_fmin</i>	0.08	0.008	0.1702	0.436	0.382
<i>C_fmean</i>	0.2896	0.0064	0.7288	1.2588	0.611
<i>E_rmax</i>	8.775	7.14	58.2	2.48	0.718
<i>E_rmin</i>	0.4	0.24	0,851	0.436	0.764
<i>E_rmean</i>	1.448	0.192	3.644	1.2588	1.222
<i>R_imax</i>	77.13				
<i>R_imin</i>	2.691				
<i>R_imean</i>	7.765				
<i>I_{geo}max</i>	0.13	<0	1.78	0.44	<0
<i>I_{geo}min</i>	<0	<0	<0	<0	<0
<i>I_{geo}mean</i>	<0	<0	0.78	<0	<0
<i>NIPI</i> (National Iron plus Initiative)	49.001				
<i>NIRI</i> (National Investor Relations Institute)	54.941				
<i>R_{ap}</i>	54.815				

При оцінці впливу важких металів важливим параметром, який слід враховувати, є фактор екологічного ризику (E_r), який характеризує їх вплив на довкілля. На рис. 4 представлено графічне представлення отриманих результатів, що показує фактор екологічного ризику для кожного елемента.



а



б

Рис. 4. Значення екологічного фактора ризику (Er) важких металів у пробах ґрунту після ракетного удару, де зразки: E1- (G1, G4, G7, G10); E2 - (G2, G5, G8, G11); E3 - (G3, G6, G9, G12)

Найвищий екологічний фактор ризику спостерігається для хрому. Токсикологічні властивості Cr (VI) викликають особливе занепокоєння через його канцерогенну та мутагенну дію. Виходячи з величини екологічного фактора ризику, елементи можна класифікувати наступним чином: $Cr > Zn > Cd > Cu > Pb$.

Обговорення результатів

Отримані експериментальні дані елементного складу досліджуваного ґрунту в порівнянні з нормативом допустимого вмісту важких металів у ґрунті

(Alengebawy et al., 2021; Crommentuijn et al., 1997; Meerschman et al., 2011; Tomic et al., 2018) після ракетних ударів дозволяють стверджувати про небезпечну кількість таких елементів, як титан (Ti), цинк (Zn), свинець (Pb), стронцій (Sr) і хром (Cr.) та нікелю (Ni) (Dinake et al., 2020; Denton et al., 2016). Відповідно, якщо ці елементи присутні в ґрунті, вони можуть утворювати небезпечні сполуки, які антропогенно впливають на навколишнє середовище. Експериментальні дані вітчизняних науковців підтвердити зростання коефіцієнту ступеня небезпеки та перевищення до максимуму допустимої концентрації важких металів в ґрунті у місцях проведення військових дій (Sladkova et al., 2015).

Результати високоточних аналізів (РФА, ІСП, екстракція) проб ґрунту на вміст важких металів після вибуху доводять значне перевищення гранично допустимих концентрацій таких елементів, як цинк (Zn) (у 3 рази вище у пробах G8). -G12), міді (Cu) (в 1,5-2 рази більше в зразках G7, G10, G11), хрому (Cr) (в 0,5-1,6 рази вище в зразках G7, G10, G11), кадмію (Cd) (вдвічі вище) у зразку (G8), і свинцю (Pb) (в десятки разів більше у зразках G8-G10). Це створює високий ризик забруднення ґрунту. Отже, це може сприяти непередбачуваному характеру впливу досліджуваних елементів на навколишнє середовище, оскільки ці важкі метали характеризуються накопиченням, а не біодеградацією (Broomandi et al., 2020; Liga 360, 2006).

Слід зазначити, що відносно високий вміст Ti та Zr у зразках ґрунту пояснюється тим, що ці елементи є основними компонентами корпусу крилатої ракети, а цирконій використовується для підвищення міцності та корозійної стійкості корпусу.

Виходячи з впливу фактора екологічного ризику (*Er*) досліджуваних важких металів у зразках ґрунту їх можна розташувати в такій послідовності: Cr > Zn > Cd > Pb > Cu. Найбільш токсичний елемент, хром (Cr), робить найбільший внесок в *Er*, за ним йдуть Zn, Cd, Pb і Cu.

Аналізуючи індекс геоаккумуляції (*Igeo*) для кожного досліджуваного елемента, можна зробити висновок про помірне забруднення ґрунту міддю

(Cu). Розраховані значення індексів геоакумуляції для Zn і Pb знаходяться в межах помірного забруднення ($1 < I_{geo} < 2$). Коефіцієнт оцінки екологічного ризику за методом NIFI значно перевищує допустимі норми ($NIFI = 49,001$), що свідчить про те, що досліджувана територія є сильно забрудненою відповідно до класифікації в таблиці 1. Крім того, розраховані коефіцієнти за методом NIFI (54,941) знаходяться в тому ж числовому діапазоні, що й коефіцієнти NIFI (49,001), що вказує на те, що досліджувана територія відноситься до категорії сильно забруднених.

Слід зазначити, що комплексний аналіз досліджуваних проб ґрунту на наявність важких металів та їх подальший вплив на довкілля дає прогностичні можливості. Експериментальні дані підтверджують результати аналізу проб методом XRF.

Таким чином, отримані експериментальні дослідження впливу точкових ракетних обстрілів на прикладі Львова дозволять оцінити антропогенний вплив на ґрунтове середовище з урахуванням особливостей типу ґрунту для інших територій України, де ведуться бойові дії. відбувається.

Висновки

Військові дії в Україні створили значний техногенний вплив на біосферу, зокрема руйнування та деградація ґрунтів, які зазнають значного негативного впливу внаслідок бойових дій. У всіх відібраних пробах ґрунту виявлено перевищення гранично допустимих концентрацій важких металів. Найбільш забрудненими виявилися проби ґрунту, відібрані після вибуху в Залізничному та Стрийському районах (G7-9 та G10-12). Експериментальні дані, отримані методами РФА та ІСП, підтверджують, що в усіх пробах ґрунту виявлено значні перевищення гранично допустимих концентрацій Ti (у 2 рази), Zn (у 4 рази), Cu (у 6 разів), Ni (у 2,5 рази). Аналіз досліджуваного ґрунту методом екстракції показує, що лимонна кислота є більш ефективною у вилученні важких металів, таких як Zn, Cu, Cr.

Розраховані значення індексу геоаккумуляції для окремих елементів, зокрема Cu, Zn та Pb, свідчать про помірне забруднення ґрунту ($1 < I_{geo} < 2$). Проте розраховані коефіцієнти оцінки екологічного ризику ($NIFI = 49,001$ та $NIRI = 54,941$), які враховують загальний вплив усіх елементів, свідчать, що досліджувана територія є сильно забрудненою. Фактор екологічного ризику (Er) дозволяє передбачити величину впливу важких металів на навколишнє середовище. Cr, Zn і Cd демонструють найвищі фактори ризику. Ці тематичні дослідження впливу військових дій у певному регіоні України підкреслюють серйозну загрозу громадській безпеці та становлять значну небезпеку для здоров'я населення.

Список літератури

- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M.-Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Bausinger, T., Bonnaire, E., & Preuss, J. (2007). Exposure assessment of a burning ground for chemical ammunition on the Great War battlefields of Verdun. *Science of the Total Environment*, 382, 259–271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.029>
- Bordeleau, G., Martel, R., Ampleman, G., & Thiboutot, S. (2008). Environmental impacts of training activities at an air weapons range. *Journal of Environmental Quality*, 37, 308–317. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0197>
- Broomandi, P., Guney, M., Kim, J. R., & Karaca, F. (2020). Soil contamination in areas impacted by military activities: A critical review. *Sustainability*, 12, 9002. <https://doi.org/10.3390/su12219002>
- Certini, G., Scalenghe, R., & Woods, W. I. (2013). The impact of warfare on the soil environment. *Earth-Science Reviews*, 127, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.009>

- Crommentuijn, T., Polder, M. D., & Van de Plassche, E. J. (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account (RIVM Report 601501001). Bilthoven, Netherlands.
- Dinake, P., Kelebemang, R., Sehuba, N., Kereeditse, T., & Motswetla, O. (2020). Dynamic risk assessment of lead pollution of shooting range soil by applying the delayed geochemical hazard model: A case study in Botswana. *Soil and Sediment Contamination*, 29, 503–515. <https://doi.org/10.1080/15320383.2020.1747812>
- Disposición del Diario Oficial de Galicia (DOG). (2009). Decreto 60/2009, de 26 de Febrero, obre suelos potencialmente contaminados y procedimiento para la declaración de suelos contaminados. DOG: Galicia, Spain.
- Denton, G. R. W., Emborski, C. A., Hachero, A. A. B., Masga, R. S., & Starmer, J. A. (2016). Impact of WWII dumpsites on Saipan (CNMI): Heavy metal status of soils and sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 11339–11348. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6603-7>
- Dong, X., Li, C., Li, J., Wang, J., Liu, S., & Ye, B. (2010). A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: A linkage between discharge and adsorption. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 1022–1030. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.112>
- Gebka, K., Beldowski, J., & Beldowska, M. (2016). The impact of military activities on the concentration of mercury in soils of military training grounds and marine sediments. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 23103–23113. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7436-0>
- Fang, H., Yinghui, Z., Wei, S., Wenjuan, L., Ye, Y., Sun, T., & Liu, W. (2019). The field measurements and high resolution reference LAI data in Hailun and Honghe, China. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.900090>
- Islam, M. N., Nguyen, X. P., Jung, H. Y., & Park, J. H. (2016). Chemical speciation and quantitative evaluation of heavy metal pollution hazards in two army

- shooting range backstop soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96, 179–185. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1689-z>
- Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdoran, F., & Xie, Y. (2015). Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *The Scientific World Journal*, 756120. <https://doi.org/10.1155/2015/756120>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Koul, B., Singh, S., Parray, S. Y., Dhanjal, D. S., Ramamurthy, P. C., & Singh, J. (2022). Biochemical and molecular aspects of heavy metal stress tolerance in plants. In *Phytoremediation Technology for the Removal of Heavy Metals and Other Contaminants from Soil and Water*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85763-5.00003-9>
- Knechtenhofer, L. A., Xifra, I. O., Scheinost, A. C., Flühler, H., & Kretzschmar, R. (2003). Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil: Small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 84–92. <https://doi.org/10.1002/jpln.200390017>
- Lafond, S., Blais, J. F., Martel, R., & Mercier, G. (2012). Chemical leaching of antimony and other metals from small arms shooting range soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224, 1371. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1371-6>
- Lafond, S., Blais, J. F., Mercier, G., & Martel, R. A. (2014). Counter-current acid leaching process for the remediation of contaminated soils from a small-arms shooting range. *Soil and Sediment Contamination*, 23, 194–210. <https://doi.org/10.1080/15320383.2014.808171>
- Liga 360. (2006). Geneva Convention on the protection of the civilian population during the war. <https://ips.ligazakon.net/document/MU49006> (accessed 13 March 2023).
- Meerschman, E., Cockx, L., Islam, M. M., Meeuws, F., & Van Meirvenne, M. (2011). Geostatistical assessment of the impact of World War I on the spatial

occurrence of soil heavy metals. *Ambio*, 40, 417–424.
<https://doi.org/10.1007/s13280-010-0104-6>

Men, C., Liu, R., Xu, L., Wang, Q., Guo, L., Miao, Y., & Shen, Z. (2019). Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121763. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121763>

Mugoša, B., Đurović, D., Nedović-Vuković, M., Barjaktarović-Labović, S., & Vrvic, M. (2016). Assessment of ecological risk of heavy metal contamination in coastal municipalities of Montenegro. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 393. <https://doi.org/10.3390/ijerph13040393>

Okkenhaug, G., Gebhardt, K.-A. G., Amstaetter, K., Bue, H., Herzel, H., Mariussen, E., Rossebo, A. A., Cornelissen, G., Breedveld, G. D., & Rasmussen, G. (2016). Antimony (Sb) and lead (Pb) in contaminated shooting range soils: Sb and Pb mobility and immobilization by iron-based sorbents, a field study. *Journal of Hazardous Materials*, 307, 336–343. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.01.005>

Pichtel, J. (2016). Distribution and fate of military explosives and propellants in soil: A review. *Applied Environmental Soil Science*, 2012, 617236. <https://doi.org/10.1155/2012/617236>

Pekey, H., Karakaş, D., Ayberk, S., Tolun, L., & Bakoğlu, M. (2004). Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 946–953. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.11.023>

Rajapaksha, A. U., Ahmad, M., Vithanage, M., Kim, K. R., Chang, J. Y., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2015). The role of biochar, natural iron oxides, and nanomaterials as soil amendments for immobilizing metals in shooting range soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 37, 931–942. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9694-z>

Rodríguez-Seijo, A., Alfaya, M. C., Andrade, M. L., & Vega, F. A. (2016). Copper, chromium, nickel, lead, and zinc levels and pollution degree in firing range

soils. *Land Degradation & Development*, 27(7), 1721–1730.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2497>

Sladkova, A., Szakova, J., Havelcova, M., Najmanova, J., & Tlustos, P. (2015). The contents of selected risk elements and organic pollutants in soil and vegetation within a former military area. *Soil and Sediment Contamination*, 24, 325–342.
<https://doi.org/10.1080/15320383.2015.955605>

Tomic, N. T., Smiljanic, S., Jovic, M., Gligoric, M., Povrenovic, D., & Dasic, A. (2018). Examining the effects of the destroying ammunition, mines, and explosive devices on the presence of heavy metals in soil of open detonation pit: Part 1—Pseudo-total concentration. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229, 301. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3957-0>

Wang, L., Wang, Y., Zhang, W., Xu, C., & An, Z. (2014). Multivariate statistical techniques for evaluating and identifying the environmental significance of heavy metal contamination in sediments of the Yangtze River, China. *Environmental Earth Sciences*, 71, 1183–1193. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2522-9>

Watson, D. F., & Philip, G. M. (1985). A refinement of inverse distance weighted interpolation. *Geoprocessing*, 2(4), 315–327.

Yang, Z., Lu, W., Long, Y., Bao, X., & Yang, Q. (2011). Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 108, 27–38.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.09.006>

Xu, Y., Liang, X., Qin, X., Huang, Q., Wang, L., & Sun, Y. (2017). Remediation of heavy metal-polluted agricultural soils using clay minerals: A review. *Pedosphere*, 27, 193–204. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60310-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60310-2)

Ачасов, А. Б. (2024). *Ґрунтовий покрив України в умовах воєнних дій: стан, виклики, заходи з відновлення* (ред. С. А. Балюк, А. В. Кучер, М. І. Ромащенко). Київ: Аграрна наука. <https://agrovisnyk.com/books/978-966-540-612-9.pdf>

- Аріон, О. В., Купач, Т. Г., & Дем'яненко, С. О. (2021). *Основи ґрунтознавства: навч.-метод. посіб.* Київ: ВПЦ Київський університет.
- Балюк, С. А., Кучер, А. В., Солоха, М. О., & Соловей, В. Б. (2024). Оцінювання впливу збройної агресії РФ на ґрунтовий покрив України. *Український географічний журнал*, (1). <https://ukrgeojournal.org.ua/uk/node/812>
- Позняк, С. П. (2010). *Ґрунтознавство і географія ґрунтів*. Львів: ЛНУ ім. І. Франка.

ПРО СЕЙСМІЧНУ УРАЗЛИВІСТЬ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

Назаревич Л.Є., Інститут геофізики ім. С. І. Субботіна НАН України,
канд. геол. наук., Україна

Назаревич А.В., Карпатське відділення Інституту геофізики ім. С. І. Субботіна
НАН України, канд. фіз.-мат. наук, старший науковий
співробітник, Україна

Ніщименко І.М., Інститут геофізики ім. С. І. Субботіна НАН України,
провідний інженер, Україна

Назаревич Р.А., Львівський національний університет ім. І. Франка, аспірант,
Україна

Abstract

In the paper the seismicity and seismic vulnerability of the territory of Ukraine was analyzed. It is known that seismic vulnerability and seismic hazard constitute seismic risk. Seismic hazard for the territory of Ukraine is described by the map of general seismic zoning (GSZ 2004), at the level of districts – by maps of detailed seismic zoning (DSZ), at the level of objects and industrial sites – by the data of seismic microzoning (SMZ) of the respective territories. A detailed analysis of the dependence of seismic vulnerability on various factors was made. It is determined by the degree of damage to the territory by various dangerous geological processes (planar and ravine erosion, landslides, karst, subsidence, flooding, activities of the mining industry, the impact of reservoirs, military actions, etc.) and the ecological consequences of their evolution. Especially seismic vulnerability increases in areas of natural seismicity with the activation of dangerous exogenous geological processes. This can trigger seismic activation and vice versa, causing increased threats to infrastructure and the environment. Within the framework of these issues, the influence of transport seismic waves on the stability of oil and gas pipelines in the Carpathians is considered. The influence of the mining industry and military actions (bombing of the territory) on the increase in the number of "small" earthquakes was also analyzed. Emphasis is placed on the problem that earthquakes induced in this

way in geoactive zones must be constantly monitored and systematically investigated due to the risks and dangers they carry. Seismicity that occurs after the onset, change, or termination of anthropogenic activity is especially problematic, both because of resonant cases of "delayed" damage caused by that seismicity, and because of the loss of control over risk management due to the unpredictability of such seismicity and its impacts.

Вступ

Жоден із природних катаклізмів на нашій планеті не приніс людству стільки горя, жертв і руйнувань, як землетруси. Тут слід згадати катастрофічні землетруси, які призвели до сотень тисяч загиблих і ще більше поранених, до руйнувань будівель і інфраструктурних об'єктів, в деяких районах наслідки були настільки жахливими, що окремі території мали вигляд місячних ландшафтів (рис. 1). В загальному, за рік на Землі відбувається в середньому приблизно 120 сильних землетрусів із магнітудою M 6,0÷6,9, до 18 – дуже сильних, з магнітудою M 7,0÷7,9 і до одного катастрофічного, з магнітудою M 8 і більше. (Кендзера, 2019). На рис. 1 представлено наслідки потужного землетрусу з магнітудою M 7,8 у Туреччині 6.02.2023 р., де чітко видно різницю ступеня уразливості будівель від ґрунтових умов і геоморфології, які можуть досить радикально відрізняються на різних ділянках однієї території. Будівлі, які розташовані зовсім близько одна від одної, через різну ступінь сейсмічної уразливості в результаті сейсмічного удару можуть мати різні ушкодження – від повної руйнації до отримання незначних пошкоджень.



Рис. 1. Наслідки землетрусу з M 7,8 6 лютого 2023 р. у Туреччині

Наше дослідження ґрунтується на концепції сталого розвитку, яка є розвитком вчення В. Вернадського про ноосферу. Багатолітні практичні і теоретичні дослідження вчених світу засвідчили, що вчення про ноосферу виявилось необхідною платформою для напрацювання триєдиної концепції сталого еколого-соціально-економічного розвитку, яка була обговорена на всесвітніх самітах ООН, багатьох міжнародних форумах і конгресах. Концепція сталого розвитку системно поєднала три головні компоненти сталого розвитку суспільства: економічну, природоохоронну і соціальну. Тут ми розглядаємо природоохоронну концепцію, яка тісно взаємопов'язана з двома іншими. З погляду екології, сталий розвиток має забезпечити цілісність біологічних і фізичних природних систем, їх життєздатність, від чого залежить глобальна стабільність усієї біосфери. Особливого значення набуває здатність таких систем самооновлюватися й адаптуватися до різноманітних чинників природного і антропогенного впливу.

Розвиток господарського комплексу України відбувається в умовах нарощування техногенного навантаження на довкілля з додатковим впливом воєнних дій, наслідком чого є збільшення кількості кризових явищ в екологічних системах, зокрема, активізація екзогенних геологічних процесів (ЕГП) на територіях, які піддаються сейсмічним впливам не тільки від місцевих землетрусів, але й від віддалених сильніших, які відбуваються в сейсмічних зонах транскордонних територій. Зважаючи на природну сейсмічність територій і на подальше їх господарське освоєння, в балансі під житлове та промислове будівництво збільшується частка малопродатних, порушених земель, ділянок з розвитком небезпечних ЕГП, що призводить до збільшення рівня можливого сейсмічного ураження цієї території. Сейсмічна уразливість значно зростає у місцях розташування об'єктів, що створюють сприятливі умови для активізації небезпечних процесів та виникнення надзвичайних ситуацій техногенного походження. Як приклад, можна назвати карстові провали на рудних полях у Стебнику у 2017 і 2020 рр. (Назаревич Л., та Назаревич А, 2018; Дяків, Драновська, та Хевпа, 2018), або найновіше (осінь

2022 р.) руйнування внаслідок зсуву автомобільного полотна біля села Нижня Яблунька Львівської області, яке за картиною руйнування нагадує наслідки землетрусу.

Зростання екологічних загроз підтверджується результатами різнопланових режимних спостережень, які фіксують виразний статистичний зв'язок між динамікою діяльності народного господарства і динамікою поширення небезпечних ендегенних і екзогенних процесів у відповідних регіонах (Guide, 2010; Vilarrasa et al., 2022; Dvory, Yang, & Dunham, 2022; Назаревич Л., Назаревич А. та ін., 2018).

Наукові розробки в питаннях сейсмічного небезпеки в Україні (ДБН А.2.1-1-2014, 2014; Кендзера, 2016; Кендзера, та Семенова, 2018; Кендзера та ін., 2019) успішно застосовуються при вивченні сейсмічних умов розташування Чорнобильської, Хмельницької, Рівненської, Южно-Української, Запорізької АЕС, Київської, Каховської і Дністровської ГЕС та ГАЕС, при проектуванні Одеської і Чигиринської ТЕС, ряду гірничо-збагачувальних комбінатів, при сейсмостійкому проектуванні сотень будинків і споруд у сейсмічних зонах України. Поряд з тим питання сейсмічної уразливості територій приділяють менше уваги. Але ж відомо, що землетруси, спровоковані діяльністю людини на певній території, яка має статус геоактивної зони (Крупський, 2001, 2020; Мальований, 2022), підлягають системному дослідженню через ризики та небезпеку, яку вони представляють. Сейсмічність, яка виникає після початку, зміни або припинення антропогенної дії, є особливо проблематичною – як через резонансні випадки «відкладених» пошкоджень, спричинених цією сейсмічністю, так і через втрату контролю над управлінням ризиком через важкопередбачуваність такої сейсмічності та її впливів (Dvory, Yang, & Dunham, 2022; Li, & Luo, 2022; Schultz, Ellsworth, & Beroza, 2022; Назаревич Л., та Назаревич А., 2022).

Базою для вивчення сейсмічності в Україні, а відтак і сейсмічної уразливості її території, є сейсмологічні спостереження, які проводяться на режимних сейсмічних станціях на сейсмоактивних територіях. Сейсмологічні

дослідження в Україні проводяться на основі Програми функціонування і розвитку національної системи сейсмічних спостережень та підвищення безпеки проживання населення у сейсмонебезпечних регіонах, затвердженої Постановою Кабінету Міністрів України від 28.06.1997 р. № 699, та на виконання рішення Міжвідомчої комісії з питань науково-технологічної безпеки при Раді національної безпеки і оборони України від 03.04.2008 р. «Про стан забезпечення сейсмічної безпеки та проблеми розвитку сейсмостійкого будівництва в Україні». На сьогодні мережа сейсмологічних спостережень Інституту геофізики ім. С. І. Субботіна НАН України налічує 38 цифрових сейсмологічних станцій, які працюють в онлайн-режимі. Для виконання програми моніторингу сейсмічності покриття усієї території України сейсмологічними станціями є недостатнє, що приводить до пропуску «дрібних» землетрусів малої енергії у деяких зонах, коли сейсмічні хвилі від таких землетрусів через загасання при проходженні через геологічне середовище на досить значних відстанях навіть до ближчих сейсмостанцій ними не фіксуються на фоні природних мікросейсмів та техногенних сейсмосавад. Але серія «дрібних» землетрусів через техногенну вразливість і пролонговану дію на геологічне середовище може спричинити незворотні зміни в деформаційних процесах як самого середовища, так і різних будівель та інженерних об'єктів, що приведе до аварії, зсувів, обвалів (Назаревич Л., та Назаревич А., 2018, 2016, 2019).

Відомо, що складовими сейсмічного ризику є сейсмічна небезпека помножена на сейсмічну уразливість. Сейсмічна небезпека – це об'єктивна характеристика території, вона спричинена регіональними та локальними сеймотектонічними процесами. Її рівень визначається з карт загального (ЗСР) та детального (ДСР) сейсмічного районування і сейсмічного мікрорайонування (СМР) території. За картами ЗСР на території України виділені зони струшувань інтенсивністю 6, 7 і 8 балів на заході (Карпатський регіон) і півдні (Крим, південь Одещини) та 5 балів у центрі і на сході України (рис. 2). На рівень сейсмічної небезпеки людина не впливає, але знизити сейсмічну

уразливість можливо, тим самим зменшуючи сейсмічний ризик. Сейсмічна уразливість визначається, зокрема, ступенем ураження території різними небезпечними геологічними процесами (площинна та ярова ерозії, зсуви, карст, просідання, підтоплення, діяльність гірничодобувної промисловості, вплив водосховищ тощо) і екологічними наслідками їх розвитку, а у воєнний час ще й артобстрілами та бомбардуваннями.

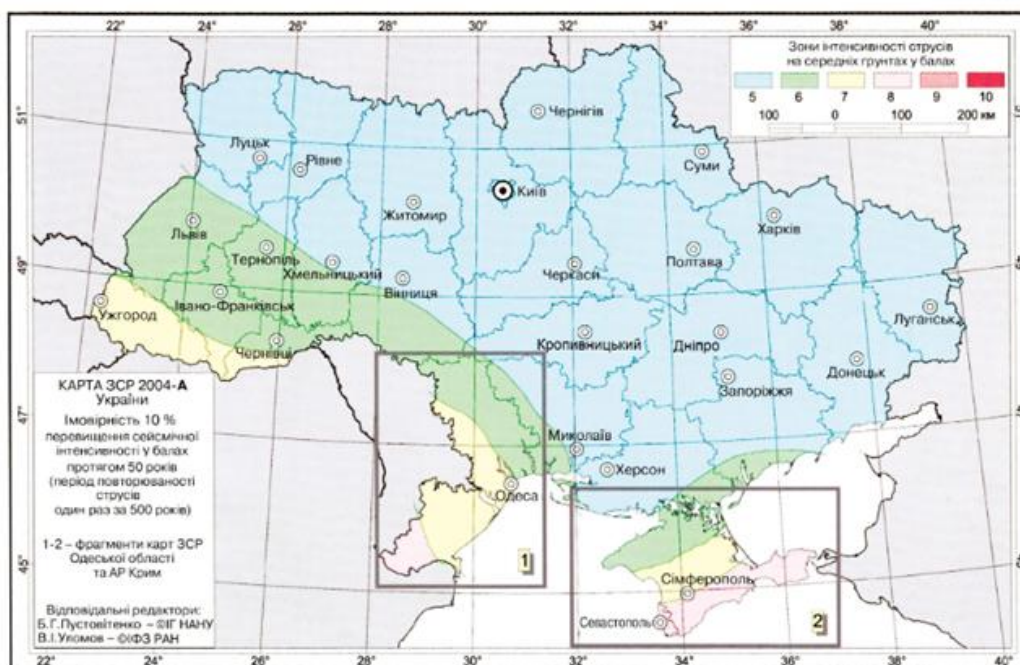


Рис. 2. Карта загального сейсмічного районування ЗСР 2004-А.

Для розв'язання задачі зниження сейсмічної уразливості потрібно залучення нових методик сейсмічного моніторингу, комплексний підхід до аналізу всіх наявних геолого-геофізичних, гідрологічних, тектонічних, геодезичних даних щодо локальних геоактивних зон, геоінформаційне представлення карт ступенів сейсмічної уразливості від різних природних і техногенних факторів.

Сейсмічність України

Історичні дані та результати інструментальних сейсмічних спостережень свідчать (Евсеев, 1961; Костюк, Сагалова, Руденська, Пронишин, та Кендзера, 1997), що територія України є сейсмоактивною. Її сейсмічність визначається

місцевими землетрусами помірної сили (з магнітудами M до 4,7-5,1) і сильними підкоровими землетрусами унікальної зони Вранча (Румунія) з магнітудами M до 7,4. Найсильніші струшування від румунських землетрусів відчувалися на всій території України, вони були зафіксовані у 1230, 1790, 1802, 1838, 1908, 1940, 1977, 1986 і 1990 роках (Карпатское..., 1980). Вогнища цих землетрусів і ізосейсти різної бальності (різної інтенсивності струшувань земної поверхні та будівель) від них представлені на рис. 3 (Національний..., 2007).

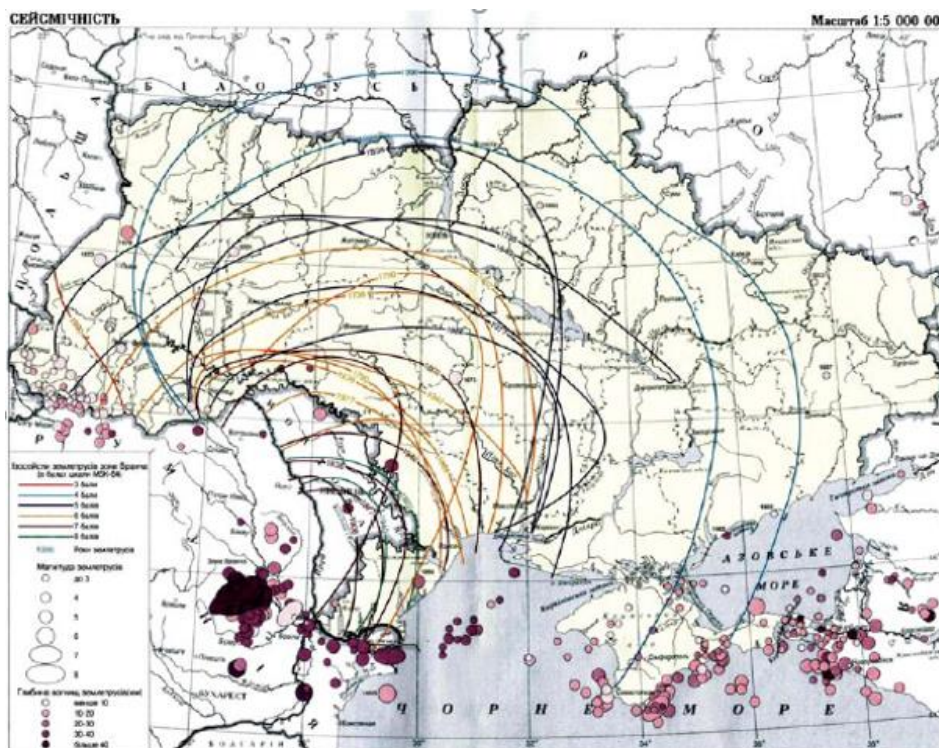


Рис. 3. Сейсмічність України і розподіл інтенсивностей сейсмічних струшувань від найсильніших землетрусів зони Вранча (Румунія), <http://wdc.org.ua/uk/node/192>.

Сейсмічність України викликана різними факторами. Основний – це тектонічні процеси, які відбуваються в результаті колізії основних літосферних плит – Євразійської, Африканської, Аравійської та Індійської, деформаційні процеси в зонах контакту яких через структури геомобільного Альпійсько-Середземноморського поясу Європи, системи мікроплит, терейнів та різнорангових розломів передаються далі, захоплюючи, зокрема, і територію України (Атлас..., 1998; Крупський, 2001, 2020). Рух цих літосферних плит триває й досі, деформаційні процеси, які відбуваються на їх стику, призвели до

утворення потужної трансконтинентальної смуги сейсмічної активності, яка генерує левову частку потужних землетрусів Європи, і визначальним чином впливає на сейсмічність території України, підвищуючи уразливість її території. Так, один з найсильніших з відомих землетрусів зони Вранча (Румунія) 1977 р. ($M=7,1$) з численними людськими жертвами і руйнуваннями сильно відчувався також і в Україні (рис. 3) (Карпатское..., 1980), деформаційна хвиля від нього створила умови для пробудження грязьового вулкана у с. Старуня Івано-Франківської області. Через декілька років потому в районі Старуні інструментально було зареєстровано ряд слабких землетрусів, які не відчувалися людьми. Інші фактори, які зумовлюють місцеву сейсмічність на території України, пов'язані з місцевим геодинамічним і сейсмотектонічним процесами (Крупський, 2001, 2020; Назаревич А., та Назаревич Л., 2013; Назаревич, 2024), діяльністю людини (Рудько, та Гошовський, 2006; Назаревич Л., та Назаревич А., 2015, 2016, 2018, 2019, 2022; Назаревич Л., Назаревич А., Ніщименко, та Олійник, 2018) – видобування корисних копалин, побудова гідроелектростанцій, ядерні випробування, вибухи бомб тощо.

Сейсмічна активність на території України є суттєво різною, найбільша кількість землетрусів відбувається на заході України, дещо менша – на сході. До сейсмічно небезпечних належать території Карпатського регіону, частина Одеської, Миколаївської, Херсонської, Запорізької, Кіровоградської, Дніпропетровської, Полтавської, Вінницької, Тернопільської, Чернівецької областей (рис. 3, 4). Землетруси тут слабкі і зрідка помірної сили з неглибокими вогнищами, магнітуди здебільшого від 0,8 до 4,6-5,1, найбільша їх кількість зафіксована в Закарпатті і Передкарпатті (рис. 4), що зумовлене особливостями геологічної будови, тектоніки і регіональної геодинаміки цих субрегіонів (Атлас..., 1998; Крупський, 2001, 2020; Назаревич Л., та Назаревич А., 2018, 2019; Kováčiková et al., 2016, Кендзера, Пронишин, Бень, та Вербицький, 1998; Кендзера, 2015), що також підвищує рівень уразливості цих територій. Щороку фіксується до кількох десятків таких подій (Карпатська..., 2024).

Як видно з карти сучасної сейсмічності України (рис. 4), в останні роки

відчутні землетруси були зафіксовані і на платформній частині території України в районі Тернополя (03.01.2002, $M=3,2$); у Луганській області (11.05.2004, $M=3,2$ і 19.04.2006, $M=3,0$); у Житомирській області (12.03.2006, $M=3,6$); в районі Кривого Рогу (25.12.2007, $M=3,6$ і 23.06.2013, $M=4,6$); в Полтавській області (02.03.2015, $M=4,6$).

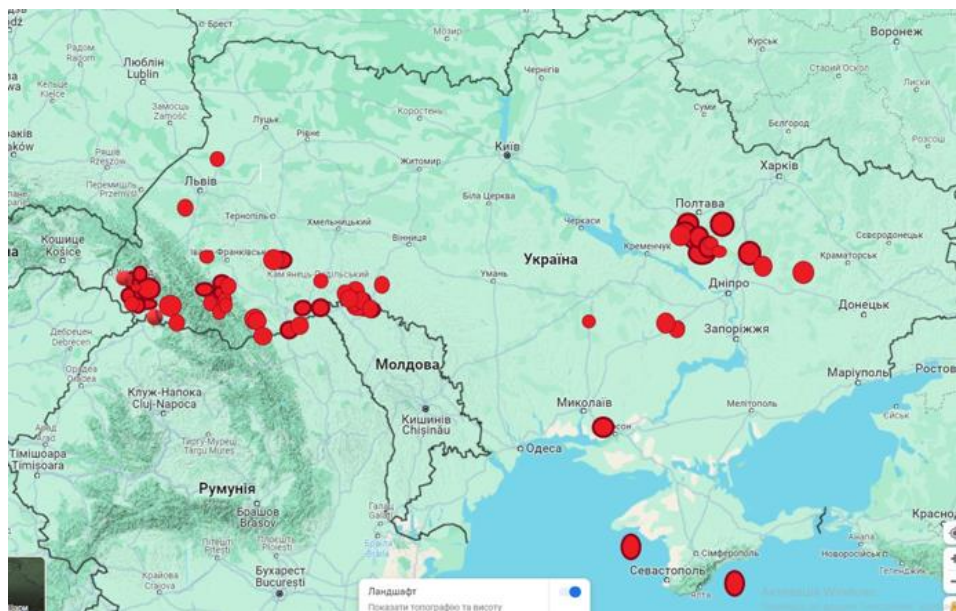


Рис. 4. Сейсмічність території України за 2022-2024 рр.

Фактори впливу на сейсмічну уразливість території України

На сьогоднішній день техногенна діяльність людини набула планетарних масштабів і є причиною індукованої сейсмічності, що виникає через обвали у старих шахтних виробках, інтенсивне видобування флюїдів (нафти, води тощо), вплив водосховищ. Нами в роботах (Назаревич А., та Назаревич Л., 2002; Назаревич Л., та Назаревич А., 2015, 2016, 2018, 2019) проведено аналіз сейсмічності та сейсмотектоніки Українського Передкарпаття і Волино-Поділля – південно-західного краю Східноєвропейської платформи, зокрема, в зонах інтенсивного видобування нафти й газу (Долина, Надвірна, Борислав) і виявлено зв'язок між виникнення землетрусів та видобуванням на цій території вуглеводнів, яке спричиняє зміну напруженого стану геологічного середовища не тільки безпосередньо в зонах активного видобування, але перерозподіляється і поширюється на більші території, що в комплексі з

регіональною геодинамікою та іншими факторами може створювати загрози для сталого і безпечного розвитку цих територій.

Також на Донбасі відомі небезпечні прояви раптових викидів вугілля й газу в гірничі виробки, гірничі удари, інші геодинамічні явища. Періодичне зростання тектонічних напружень, викликаних землетрусами, у поєднанні з активністю гірничих робіт призводить до катастрофічних наслідків.

Сейсмічно уразливими також є греблі водосховищ та інші гідроспоруди. Землетруси, викликані наповненням водосховищ, яке через тиск води на днище створює додаткове напруження у земній корі а також впливає на зміни гідродинамічного режиму масивів порід, є доволі значними у порівнянні з іншими формами індукованої сейсмічності. У світі після введення в експлуатацію водосховищ і гідроспоруд збільшилась кількість не тільки дрібних індукованих землетрусів, але з'явилися потужні, які спричинили аварії (Gahalaut, Gahalaut, & Pandey, 2007; Schultz, Ellsworth, & Beroza, 2022). Тиск води, викликаний величезними водосховищами, є, у більшості випадків, найбільш очевидним поясненням раптового підвищення числа підземних поштовхів у таких регіонах. Наприклад, Дністровський каскад гідроспоруд до заповнення верхнього водосховища ГАЕС був практично асейсмічним. Після введення його в експлуатацію суттєво зросла кількість слабких землетрусів у цьому районі (рис. 5) (Назаревич Л., та Назаревич А., 2022) і змінилися напрями деформаційних процесів (Savchyn, & Zyhar, 2020). Це дає можливість припустити наявність впливу на напружено-деформований стан геологічного середовища в районі Дністровського гідровузла роботи самих гідроелектричних станцій. Так, ГАЕС постійно проганяє воду між двома водосховищами, вночі вода закачується з нижньої водойми до верхньої, для цього використовується надлишок електроенергії базової генерації. Заповнене верхнє водосховище ГАЕС створює додаткове циклічне (в першу чергу з вираженим добовим циклом) навантаження на своє ложе, геомеханічно це навантаження досить локальне. Але за рахунок поширення впливу додаткових пружних навантажень на сусідні масиви порід зміни НДС цих порід охоплюють більшу зону навколо

ГАЕС. При цьому змінюється гідродинамічний режим місцевих водоносних горизонтів та флюїдонасичених розломно-тріщинуватих зон, такі зміни (відповідно до законів гідраліки) можуть передаватися на значні відстані, провокуючи сеймотектонічну активізацію району і наведену (індуковану) сейсмічність. Індуковані землетруси виникають у зонах земної кори, де накопичилися природні тектонічні напруження і земна кора вже підготована до виникнення сейсмічних подій, а додатковий пружний і гідралічний вплив виконує функцію «спускового гачка» (включаючи також явища «змащування» і гідророзвантаження зчеплених бортів різнорангових розривних порушень). Тут також має місце ефект ковзання пластів порід, що знаходяться в різних напружених станах, коли міграція дислокаційних процесів йде з фронтом активізації проникнення води у тріщинно-поровий простір гірських порід, і тоді досягнення таким фронтом тектонічно напруженої зони викликає релаксацію напружень і активізацію сейсмічності. Ми вважаємо, що комплекс описаних ефектів може бути причиною виникнення місцевих землетрусів у зоні Дністровського гідровузла у нічний час – так званої наведеної (індукованої) сейсмічності (Назаревич Л., та Назаревич А., 2022).

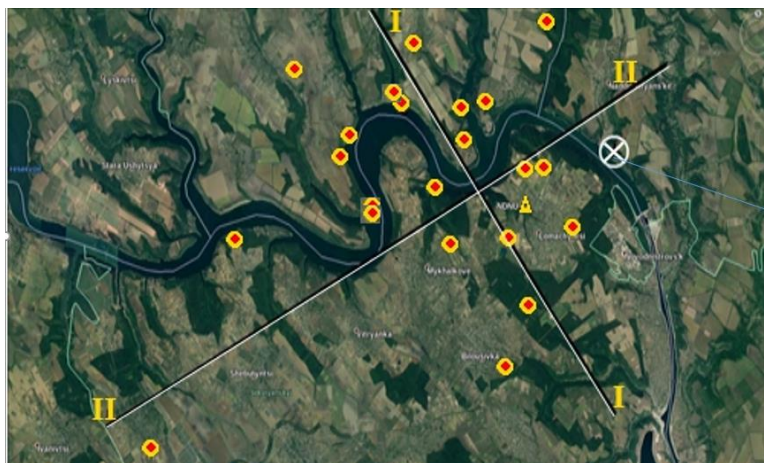


Рис. 5. Карта локалізації вогнищ землетрусів в районі Дністровської ГАЕС

Генераторами слабкої і середньої техногенної сейсмічності є також автомобільний та залізничний транспорт, вони створюють постійно діючий сейсмічний шум, зокрема, в зонах розташування об'єктів транспортування нафти і газу (Бредун, 2017). Особливо це небезпечно в гірських районах, де є

складний рель'єф і пов'язані з ним загрози небезпечних геологічних процесів, на це може накладатися вплив природної сейсмічності і відповідних сеймотектонічних процесів (якщо такі присутні), і де існуюча транспортна мережа дуже близько проходить до основних магістральних нафтопроводів та газопроводів. За умов такого «сусідства» їх сейсмічний вплив на оточуюче середовище, навіть мало відчутний, через резонансні властивості ґрунтів може спричинити небажаний механічний вплив на об'єкти нафтогазової галузі і стати причиною виникнення аварійних ситуацій, зокрема, пошкодження труб, які тут реєструються з певною періодичністю (Бредун, 2017). Причому, максимальна техногенна сейсмічність може перевищувати існуючу тут природну. Характер транспортних сейсмохвиль і його вплив на об'єкти інфраструктури залежить від інтенсивності автомобільного чи залізничного руху, параметрів транспортних засобів та якості автомобільних та залізничних шляхів (рис. 6). Такий вплив має експоненціальний характер – чим більша швидкість, маса транспортного засобу, нерівність покриття, тим більша швидкість зміщення частинок ґрунту. Враховуючи ці фактори, ми можемо шляхом відповідного проектування та реалізації інженерних рішень змінювати сейсмічну уразливість певної території.

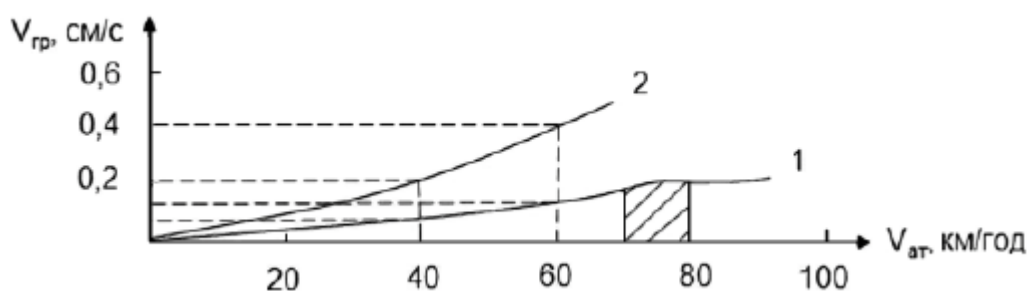


Рис. 6. Залежність швидкості зміщення ґрунту $V_{гр}$ від швидкості руху автомобіля $V_{авт}$ та якості дорожнього покриття: 1 – непошкоджене покриття, 2 – дефектна ділянка дороги

Нафто- та газопроводи, прокладені безпосередньо в зоні дії транспортної сейсмічності, зазнають підвищених вібровпливів, які при накладанні впливів від природної сейсмічності можуть збільшити інтенсивність сейсмічних струшувань I_0 до 1-1,5 балів за шкалою MSK-64.

Сейсмічна уразливість території через військові дії, зокрема, бомбардування, відносно недавно досліджується вченими. Сейсмічна активність Землі змінюється впродовж десятиліть не тільки через природну тектонічну активність, але й через вплив різної, у т.ч. військової людської діяльності, що створює сейсмічну вразливість для територій. Вченими підраховано кількість світових землетрусів силою 6 балів за першу і другу половину 20 століття, коли з 1950-х років почалися ядерні випробування. І виявилось, що ця кількість подвоїлась, 68 і 127 землетрусів відповідно. З досліджень провідних закордонних вчених відомо про зв'язок ядерних вибухів (<https://www.usgs.gov/natural-hazards/earthquake-hazards/earthquakes>) із подальшим зростанням сейсмічності, на це вказують спостереження на ядерних полігонах світу. Також, за даними ряду вчених, і неядерні вибухи сприяють активізації наведеної сейсмічної активності. Так, наприклад, після інтенсивних бомбардувань Югославії у 1999 році сильні землетруси відбулись на Балканах, в Карпатах (зона Вранча) та в Криму, згодом у Туреччині та Греції. Після бомбардувань та війни в Іраку серія слабких землетрусів охопила величезну територію: Ірак, Туреччину, Іран, Кавказ, Грецію, Болгарію. Кількість «дрібних» землетрусів там виросла вчетверо в порівнянні з довоєнним періодом. Навіть коли війна закінчилася, активні сейсмічні процеси продовжувалися — ефект карткового будиночку. Енергія вибухів має властивість накопичуватися в надрах землі, спричиняючи перерозподіл вже існуючих напружень і через тижні, місяці, а то й роки, коли напруження дійдуть до критичних величин відбудеться землетрус, сила якого пропорційна «внесеній» енергії. Причому ця енергія може передаватися в райони, віддалені від епіцентру вибухів на відстані 2000 км і більше, аналогічно поширенню в літосфері континентів тектонічних деформацій (Назаревич, 2021). Сьогодні загальна тектонічна чутливість планети до зовнішнього впливу така, що вибухи бомб чи інші потужні вибухи можуть спричинити землетруси буквально через кілька годин. Саме після вибуху складу боєприпасів в Торопці Тверської області Росії тут відбулася серія землетрусів, які зафіксовані світовою

сейсмічною мережею. Зараз ми вже спостерігаємо підвищену сейсмічну активність на сході і півдні України, хоча ще донедавна ця область була асейсмічною. Це кореспондується з даними карти обстрілів у цих регіонах підчас воєнних дій. З огляду на сказане прогнозується подальше збільшення тут кількості «дрібних» землетрусів. Тому сейсмічна уразливість цієї території буде збільшуватися.

Висновки

Складовими сейсмічного ризику є сейсмічна небезпека і сейсмічна уразливість.

Сейсмічна небезпека визначається особливостями місцевої сейсмотектоніки і сучасної геодинаміки території України, які викликають землетруси різної сили.

Людська діяльність часто певним чином порушує природний рівноважний стан геологічного середовища, змінюють локально і неоднорідно в просторі і часі напружено-деформований стан масивів порід, тим самим посилюючи сейсмічну уразливість, а відтак посилюється сейсмічний ризик на сейсмоактивних територіях.

Також військові дії певним чином впливають на геологічне середовище, тому можна очікувати зростання місцевої сейсмічності та її впливів на об'єкти місцевої інфраструктури, в першу чергу на південному сході України, але ці питання потребують спеціальних досліджень і комплексного аналізу всіх пов'язаних факторів.

Список літератури

- Dvory, N. Z., Yang, Y., & Dunham, E. M. (2022). Models of injection-induced aseismic slip on height-bounded faults in the Delaware Basin constrain faultzone pore pressure changes and permeability. *Geophysical Research Letters*, 49, e2021GL097330. <https://doi.org/10.1029/2021GL097330>.
- Earthquake Hazards. *USGS*. URL: <https://www.usgs.gov/natural-hazards/earthquake->

hazards/earthquakes.

- Gahalaut, K., Gahalaut V. K., & Pandey M. R. (2007). A new case of reservoir triggered seismicity: Govind Ballav Pant reservoir (Rihand dam), central India. *Tectonophysics*, 439 (1-4), 171-178.
- Guide, No. (2010). *SSG-9. Seismic Hazards in Site Evaluation for Nuclear Installations*, Vienna: IAEA.
- Kováčiková, S., Logvinov, I., Nazarevych, A., Nazarevych, L., Pek, J., Tarasov, V., & Kalenda, P. (2016). Seismic activity and deep conductivity structure of the Eastern Carpathians. *Stud. Geophys. Geod.*, 60, 1-17. <https://doi.org/10.1007/s11200-014-0942-y>.
- Li, L., & Luo, G. (2022). What causes the spatiotemporal patterns of seismicity in the Three Gorges Reservoir area, central China? *Earth and Planetary Science Letters*, 592, 117618. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2022.117618>.
- Savchyn, I., & Zyhar, A. (2020). Analysis and interpretations of recent local vertical movements of Dnister PSPP territory determined from precise levelling. *International Conference of Young Professionals «GeoTerrace-2020»*, 1, 1-5. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20205702>.
- Schultz, R., Ellsworth, W. L., & Beroza, G. C. (2022). Statistical bounds on how induced seismicity stops. *Sci Rep*, 12, 184. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05216-9>.
- Атлас родовищ нафти і газу України. (1998). Іванюта М. Н. (гол. ред.). Львів: “Центр Європи”.
- Бредун, В. І. (2017). Формування екологічної небезпеки об’єктів нафтогазової галузі Полтавщини факторами техногенної сейсмічності. *Екологічна безпека*, 2 (22), 21-26.
- ДБН А.2.1-1-2014. (2014). Вишукування, проектування і територіальна діяльність. Інженерні вишукування для будівництва (2-га ред.). Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України.
- Дяків, В. О., Драновська А. В. & Хевпа З. З. (2018). Провал 30 вересня 2017 р.

над рудником № 2 Стебницького ГХП «Полімінерал»: причини, наслідки та сучасний стан (за результатами матеріально-балансового моделювання та моніторингових спостережень). *Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування*, 2, 103-115.

- Евсеев С. В. (1961). Землетрясения Украины. Киев: Изд-во АН УССР.
- Карпатское землетрясение 4 марта 1977 года и его последствия. (1980). М.: Наука.
- Карпатська сейсмологічна мережа України (*Carpathian Seismological Network of Ukraine*). (2024). Відділ сейсмічності Карпатського регіону Інституту геофізики ім. С. І. Субботіна НАН України (ВСКР ІГФ НАНУ). URL:<http://seism.lviv.ua/>.
- Кендзера, О. В. (2015). Сейсмічна небезпека і захист від землетрусів. Практичне впровадження розробок Інституту геофізики ім. С. І. Субботіна НАН України, *Вісн. НАН України*, 2, 44-57.
- Кендзера, О. В., & Семенова, Ю. В. (2018). Вплив осадової товщі на сейсмічні коливання на території Ташлицької гідроакумлювальної електростанції. *Геодинаміка*, 24, 91-99. <https://doi.org/10.23939/jgd2018.01.091>.
- Кендзера, О. В., Омельченко, В. Д., Лисинчук, Д. В., Легостаєва, О. В., Гринь, Д. М., Коломієць, К. В., Толкунов, А. П., & Чулков С. С. (2019). Глибинна будова літосфери та сейсмічна небезпека території України. Київ: Наук. думка.
- Кендзера, О., Пронишин, Р., Бень, Я., & Вербицький, С. (1998). Сейсмічність та сейсмічна небезпека Карпатського регіону України. *Геодинаміка*, 1 (1), 127-135.
- Костюк, О., Сагалова, Є., Руденська, І., Пронишин, Р., & Кендзера О. (1997). Каталог землетрусів Карпатського регіону за 1091-1990 роки. *Праці НТШ*. Львів. 1, 121-137.
- Крупський, Ю. З. (2001). Геодинамічні умови формування і нафтогазоносність Карпатського та Волино-Подільського регіонів України. Київ: УкрДГРІ.
- Крупський, Ю. З. (2020). Геологія і нафтогазоносність Західного регіону

України. Львів: Сполом.

- Кузьменко, Е. Д., Артим, В. І., Багрій, С. М., Давибіда, Л. І., Назаревич, А. В., Назаревич, Л. Є., Чепурна, Т. Б., Чепурний, І. В., & Штогрин, Л. В. (2024). Особливості проєктування будівель у складних інженерно-геологічних умовах : підручник. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ. https://search.library.nung.edu.ua/DocDescription?doc_id=477111.
- Мальований, М. С. (гол. ред.) (2020). Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. Львів, ЗУКЦ. BOOK DOI: 10.23939/book.ecocongress.2020. URL:<http://science.lpnu.ua/uk/ekokongres-2020/kolektyvna-monografiya>.
- Назаревич, А. (2021). До оцінки радіусу прояву та розробки основ методик геомеханічної інтерпретації геофізичних аномалій – провісників землетрусів. *Геофізика і геодинаміка: прогнозування та моніторинг геологічного середовища*, 153-156.
- Назаревич, А. (2024). Субмеридіонально-дугові структури у рельєфі та різномасштабних розривних порушеннях у зоні Східних Бескидів і терейнова геодинаміка Українських Карпат. *Проблеми геоморфології і палеогеографії Українських Карпат і прилеглих територій*, 1 (16), 65-94. <https://doi.org/10.30970/gpc.2024.1.4429>.
- Назаревич, А. В., & Назаревич, Л. Є. (2013). Геодинаміка, тектоніка та сейсмічність Карпатського регіону України. *Геодинаміка*. 2 (15), 247-249.
- Назаревич, А. В., & Назаревич, Л.Є. (2002). Карпатські землетруси як фактор екологічного ризику. *Друга науково-практична конференція “Техногенно-екологічна безпека регіонів як умова сталого розвитку України” (матеріали конференції)*, 214-216.
- Назаревич, Л. Є., & Назаревич, А. В. (2018). Сейсмогеодинамічна активізація нафтогазоносних районів Передкарпатського прогину (Долина, Надвірна, Борислав). *Мінеральні ресурси України*, 2, 36-42. <https://doi.org/10.31996/mru.2018.2.36-42>.
- Назаревич, Л. Є., & Назаревич, А. В. (2022). Сейсмічна активність району

Дністровського гідровузла і сейсмічна небезпека. Мальований М. С., Степова О. В. (Ред.). Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій, 394-415. book doi:10.23939/monograph2022.

Назаревич, Л. Є., & Назаревич, А. В. (2016). Наведена сейсмічність і сеймотектоніка Надвірнянського нафтогазового району (Українське Передкарпаття). *15th EAGE International Conference on Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects “Geoinformatics-2016”*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201600490>.

Назаревич, Л. Є., Назаревич, А. В., Ніщименко, І. М., & Олійник, Г. І. (2018). Провальний техногенний землетрус 30 (29) вересня 2017 р. у Стебнику і природна сеймотектонічна активність району. *XVIIth International Conference “Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects”*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201801821>.

Назаревич, Л., & Назаревич, А. (2019). Природна, техногенно спровокована і техногенна сейсмічність Українського Передкарпаття як чинник геоекологічного ризику. *Екологічні проблеми надрокористування*, 82-85.

Назаревич, Л.Є., & Назаревич, А.В. (2015). Сейсмичность и сеймотектоника Надворнянского нефтегазоносного района (Украинское Предкарпатье). *Бюл. Моск. о-ва испытателей природы, Отд. Геол*, 90 (6), 17-27.

Національний атлас України. (2007). Гол. ред. Руденко Л. Г. Київ: ДНВП «Картографія».

Рудько, Г. І., & Гошовський, С. В. (2006). Екологічна безпека техноприродних систем (наукові і методичні основи). Київ: ЗАТ «Нічлава».

ОБЕЗПИЛЮВАННЯ ПОВІТРЯ ВИРОБНИЧИХ ПРИМІЩЕНЬ ПІДПРИЄМСТВ ДЕРЕВООБРОБКИ

Мадані М.М., Одеський національний технологічний університет, к.т.н, доцент
кафедри ЕВтаПТ, Україна

Abstract

The work considers harmful production factors that can affect working woodworking enterprises. Harmful production factors include increased dustiness of the air in the working area. It was established that the main cause of dustiness in industrial premises is the instability of the aspiration systems due to the discrepancy between the actual and design volumes of air sucked from the aspirated equipment.

Based on the results of experimental studies of the processes of dust distribution and settling in production premises, it was established that for dust generated during woodworking, regardless of the type of wood, the change in the dustiness of the air in the working area and the density of dust deposition in production premises at different distances from the sources of dust emission is subject to an exponential law. Experimental dependences characterizing these changes depending on the type of technological operation were obtained.

In order to ensure the reliability of aspiration systems and reduce dustiness of the air in ventilation emissions into the atmosphere, it is proposed to use dust cleaning devices with opposing swirling flows with a conical separation chamber.

Вступ

Технологічні процеси при виробництві виробів з деревини супроводжуються значними виділеннями пилю у виробничі приміщення. Відповідно до ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007, до числа шкідливих виробничих факторів, дія яких на працюючих можлива в технологічних процесах обробки деревини, віднесені підвищена запиленість і загазованість повітря робочої зони.

Вирішенням питань, пов'язаних зі зниженням запиленості повітряного середовища на підприємствах деревообробної промисловості, зокрема на підприємствах з виробництва деревних будівельних матеріалів, займалися багато дослідників – Балтук В. А., Козій І. С., Дадак Ю. Р., Ратушняк Г. С. та інші (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Дадак, & Ляшеник, 2016; Козій, Рой, Яхненко, & Пономаренко, 2021; Мадані, 2022; Ратушняк, 2002). Однак у зв'язку з «малою небезпекою» деревного пилу ці дослідження в більшій мірі були спрямовані на вирішення питань, пов'язаних зі зниженням пилових викидів в атмосферне повітря, і в меншій – на вирішення проблем знепилювання повітря робочої зони. При цьому недостатньо вивчені процеси поширення та осідання пилу, що утворюється у виробництві дерев'яних будівельних конструкцій. Тому дослідження, спрямовані на вивчення перерахованих факторів, що визначають формування пилової обстановки на підприємстві, є актуальними.

Більшість дослідників (Hazir, & Koc, 2019; Kminiak, Kucerka, Kristak, & Reh, 2021; Nasir, & Cool, 2020; Oskajová, Kucerka, Kminiak, & Krišt'ák, 2020; Дадак, & Ляшеник, 2016) відзначають, що висока запиленість повітря на робочих місцях верстатників під час виробництва дерев'яних конструкцій, в першу чергу обумовлена неефективною і нестійкою роботою аспіраційних систем. Досвід експлуатації таких установок показує, що в процесі роботи на внутрішніх поверхнях горизонтальних повітроводів утворюються відкладення пилу. Внаслідок цього знижується об'єм повітря, що видаляється відсмоктувачами від устаткування, що в свою чергу приводить до вибивання пилу в повітря робочої зони. У зв'язку з цим актуальними є дослідження, направлені на вирішення питань забезпечення надійності систем аспірації.

Метою роботи є: мінімізація шкідливого впливу пиловиділень на здоров'я працівників за допомогою забезпечення надійності систем аспірації на основі результатів дослідження процесів поширення, осідання та уловлювання пилу, що утворюється на деревообробних підприємствах.

Основними завданнями, спрямованими на виконання мети були:

- аналіз технологічних процесів виробництва будівельних конструкцій з деревини, як джерел виділення забруднюючих речовин у повітря робочої зони;
- аналіз методів та засобів знепилювання повітря робочої зони при виробництві будівельних матеріалів та виробів з деревини;
- експериментальні дослідження процесів поширення та осідання деревного пилу у виробничих приміщеннях за різних способів організації знепилювання повітря робочої зони під час виробництва будівельних матеріалів та виробів з деревини;
- розробка рішень щодо забезпечення надійності аспіраційних систем деревообробних підприємств та експериментальна оцінка ефективності цих рішень;
- розробка конструкції апарату пилоочищення для забезпечення надійності аспіраційних систем.

Матеріали та методи досліджень

Методи досліджень включали: аналітичне узагальнення відомих наукових і технічних результатів, експериментальні дослідження в лабораторних і промислових умовах, обробку експериментальних даних методами математичної статистики і кореляційного аналізу.

Достовірність наукових положень і висновків обґрунтована застосуванням класичних положень теоретичного аналізу, плануванням необхідного обсягу експериментів, підтверджена критерієм збіжності отриманих результатів експериментальних досліджень, виконаних в лабораторних і промислових умовах, з результатами інших авторів.

Характеристика об'єкту обстеження. Експериментальні дослідження з оцінки пилової обстановки в виробничих приміщеннях проводилися на деревообробному підприємстві «Песа», виробничі потужності якого знаходяться у с. Хатки Тернопільської області. Дане підприємство спеціалізується на випуску будівельних матеріалів, виробів та конструкцій з деревини.

На рис. 1 наведено переріз (рис.1, а), план на відм. 0,000 м (рис. 1, б) та план на відм. 2,500 м (рис. 1, в) одного з обстежених деревообробних цехів.

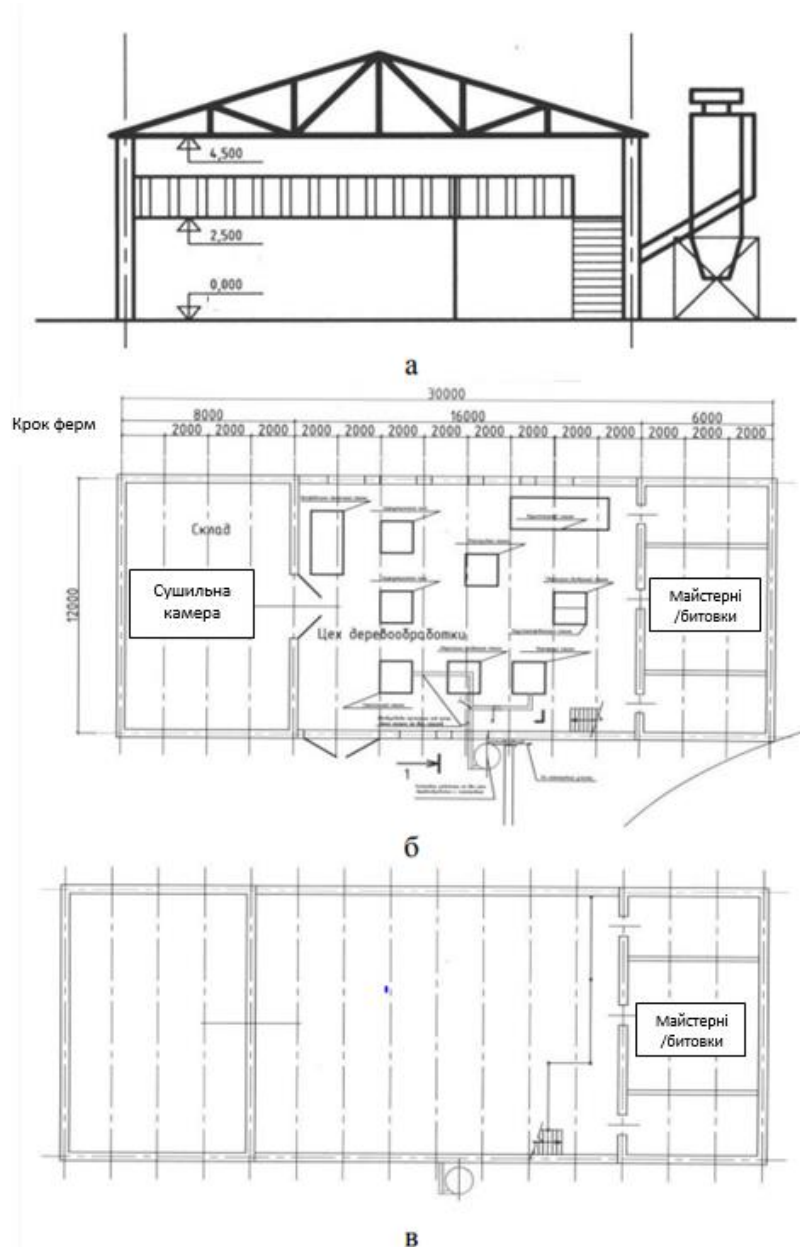


Рис. 1. Плани та розріз одного з обстежуваних цехів:
а – переріз; б - план на відм. 0,000; в – план відм. + 2,500 м

Виробниче приміщення має висоту 4,5 м. На відм. 0,000 м розміщені склад, сушильна камера, побутові приміщення та технологічне обладнання: шліфувально-стрічковий верстат, циркуляційна пилка № 1, рейсмусовий верстат, круглопилний верстат, циркуляційна пилка № 2, свердлильно-довбіжний верстат № 1, стругальний, свердлильно-довбальний верстат № 2,

фрезерний верстат. На відм. + 2,500 м розташовується майданчик, не зайнятий жодним обладнанням.

Для забезпечення необхідних санітарно-гігієнічних умов у обстежених цехах влаштована припливно-витяжна вентиляція, запроектована відповідно до чинних норм та рекомендацій (НПАОП 20.0-1.02: 2005).

Для видалення пилоподібних відходів, що утворюються при обробці деревини, безпосередньо від місць їх утворення призначені розгалужені або колекторні системи аспірації, що включають: вбудовані в корпуси верстатів пилостружкоприймачі; мережу повітроводів; вертикальний колектор-пилозбірник; пиловий вентилятор; циклон.

У холодну пору року для компенсації об'єму повітря, що видаляється з цеху аспіраційними системами, здійснюється організоване притікання підігрітого повітря (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Боженко, 2019; Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 30, 2000). При цьому подача припливного повітря у приміщення здійснюється або з висоти до 4 м від рівня підлоги через перфоровані повітроводи або за «методом затоплення» безпосередньо в робочу зону з малими швидкостями з допомогою повітророзподільників, що мають перфоровані поверхні (Бехта, 2003; Боженко, 2019; Жуковський, Возняк, Довбуш, & Люльчак, 2007). Розрахунковий повітрообмін визначено за умови компенсації об'єму повітря, що видаляється з робочої зони системами місцевих відсмоктувачів (Кривенко, Пушкарьова, Барановський, & Кочевих, 2012).

У теплий період року організована подача повітря у виробничі приміщення не здійснюється, і зовнішнє повітря надходить у робочу зону через відкриті вікна, ворота та технологічні отвори (Бехта, 2003; Боженко, 2019; Жуковський, Возняк, Довбуш, & Люльчак, 2007).

Відповідно до вимог (НПАОП 20.0-1.02:2005; Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 30 від 23.02.2000; ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007) вміст шкідливих речовин у повітрі робочої зони не повинен перевищувати гранично допустимих концентрацій (ГДК), що використовуються при проектуванні

виробничих будівель, технологічних процесів, обладнання, вентиляції, для контролю за якістю виробничого середовища та профілактики несприятливої дії на здоров'я працюючих.

В обстежених цехах виготовляються вироби з сосни, ялиці, липи, буку, дуба та ясеня.

Виклад основного матеріалу

Аналіз технологічних процесів деревообробних підприємств. Відповідно до технології та організації виробництва до складу деревообробних підприємств входять (Бехта, 2003): ділянки механічної обробки, збирання, фарбування, лісосушильна, клеєпідготовча, фарбопідготовча, заточувальна, а також склади різного призначення.

На ділянці механічної обробки, де проводиться розпилювання, стружка, фрезерування заготовок тощо, встановлюються круглопильні, стрічковопильні, стругальні, фрезерні, шліфувальні, свердлильні та інші верстати. На цій ділянці основною шкідливою речовиною є пил, що виділяється при механічній обробці деревини.

На ділянці збирання спочатку відбувається обробка столярних деталей (склеювання, шпаклювання та шліфування), а потім збирання, яке здійснюється в гарячих або холодних пресах (Бехта, 2003). На цій ділянці у робочу зону виділяються теплота від нагрітих поверхонь, а також пари розчинників і розріджувачів клеїв.

На фарбувальній ділянці готові деталі та вироби ґрунтуються, фарбуються та сушаться. Для фарбування зазвичай застосовується пульверизаційний спосіб. Сушіння здійснюється в терморадіаційних, конвективних та інших сушарках. Основні шкідливі виділення цієї технологічної операції – пари розчинників та розріджувачів фарб, емалей та лаків, а також надлишкова теплота від сушильних камер (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Бехта, 2003; Мадані, 2022).

На заточувальній ділянці роблять заточування різального інструменту – круглих і стрічкових пилок, плоских ножів, фрез. Від заточувальних верстатів виділяється пил, що складається на 30–40 % з матеріалу абразивного круга та на 60–70 % з металу, що обробляється. Кількість пилу залежить від діаметра абразивного круга (100–550 мм) і становить від 140 до 1100 г/год (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Мадані, 2022).

При виробництві деревостружкових плит деревний пил виділяється в процесах виготовлення та сортування тріски, виготовлення стружки, механічної обробки плит (обрізання, шліфування, розкрій) (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Старик, 2007). При проведенні процесів просочення стружки смолою, гарячого пресування, охолодження та витримки плит у повітря робочої зони надходять формальдегід і аміак, що містяться в склеювальних смолах (Балтук, Василів, & Стець, 2012; Бехта, 2003).

На всіх етапах технологічного процесу виробництва фанери відбувається виділення забруднюючих речовин, перелік яких наведено у табл. 1 (Бехта, 2003).

Таблиця 1

Виділення шкідливих речовин у повітря робочої зони на окремих етапах технологічного процесу виробництва фанери

Ділянка виробництва фанери	Забруднююча речовина			
	пил	фенол	формальдегід	аміак
Ділянка обробки фанерної сировини	+	-	-	-
Ділянка лущення чурбаків	+	-	-	-
Ділянка сортування шпону	+	-	-	-
Ділянка ремонту шпону	+	-	-	-
Ділянка обрізки листкової фанери	+	-	-	-
Ділянка сортування фанери	+	-	-	-
Ділянка упаковки фанери	+	-	-	-
Ділянка виробництва деревних шаруватих пластиків	+	+	+	-
Ділянка склеювання шпону	-	+	+	+
Ділянка приготування смол	-	+	+	+

Відповідно до (Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 30 від 23.02.2000; ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007) пил деревний має IV клас небезпеки з

$ГДК_{рз} = 6 \text{ мг/м}^3$, але віднесений до аерозолів переважно фіброгенної дії, який, крім того, може спричинити алергію у виробничих умовах. Ступінь шкідливого впливу деревного пилу на організм працюючих здебільшого залежить від його дисперсності та породи дерев (Kminiak, Kucerka, Kristak, & Reh, 2021; Дадак, & Ляшеник, 2016).

Постійний контакт з деревним пилом призводить до різних захворювань органів дихання, шкіри та очей, а також до розвитку пневмоконіозу та пилового бронхіту (Matrat, 2019).

Аналіз методів та засобів знепилювання повітря виробничих приміщень деревообробних підприємств. Для вирішення завдання забезпечення необхідних нормативів за вмістом шкідливих речовин у повітрі робочої зони застосовується вентиляція, як одна з засобів колективного захисту працюючих від шкідливих виробничих факторів: для підтримки концентрації шкідливих парів на рівні не вище $ГДК_{рз}$ – загальнообмінна припливно-витяжна; для знепилювання повітря робочої зони – локальна (місцева витяжна) системи аспірації.

Для уловлювання деревного пилу, стружки і тирси, що утворюються під час механічної обробки матеріалів, деревообробні верстати, що встановлюються на механічній ділянці, обладнуються місцевими відсмоктувачами (приймачами), які, як правило, вбудовані в конструкцію верстата і одночасно є огороженням для його ріжучих частин (Kminiak, Kucerka, Kristak, & Reh, 2021; Nasir, & Cool, 2020). Уловлювання твердих домішок здійснюється за рахунок дії повітряного потоку та за рахунок використання швидкості руху твердих частинок, що їм надає ріжучий інструмент. Об'єм видаленого через приймачі повітря повинен забезпечувати уловлювання та передачу пилу до відсмоктуючого повітропроводу, а також стійке транспортування частинок у зваженому стані повітропроводом (Жуковський, Возняк, Довбуш, & Люльчак, 2007). Головна умова при виборі об'єму повітря, що відсмоктується – ефективно знепилювання процесів обробки деревини. Тому об'єми повітря, що видаляються від різних верстатів,

визначаються не за умови забезпечення оптимальної концентрації частинок у повітряному потоці, а за результатами експериментального обстеження місцевих відсмоктувачів, що забезпечують ефективне знепилення (Бехта, 2003; Жуковський, Возняк, Довбуш, & Люльчак, 2007).

Як правило, у різучих головок токарних та фрезерних верстатів, відсутня можливість влаштування приймачів. Тому в місцях розміщення цього обладнання, а також на тих ділянках виробничих приміщень, де можливе скупчення стружки та тирси, передбачається встановлення підлогових відсмоктувачів безперервної або періодичної дії (Бехта, 2003).

На заточній ділянці уловлювання пилу, здійснюється за допомогою місцевих відсмоктувачів. Об'єм повітря, що видаляється ними, визначається за умови 2 м³/год на 1 мм діаметра заточувального круга (Бехта, 2003).

Пилоприймачі різних верстатів мережею повітроводів об'єднуються в системи аспірації, які поділяються на розгалужені та колекторні.

До перших (рис. 2) (Kminiak, Kucerka, Kristak, & Reh, 2021; Nasir, & Cool, 2020) належать системи зі змінним діаметром магістрального повітроводу, який зростає по мірі приєднання до нього відгалужень від окремих верстатів.

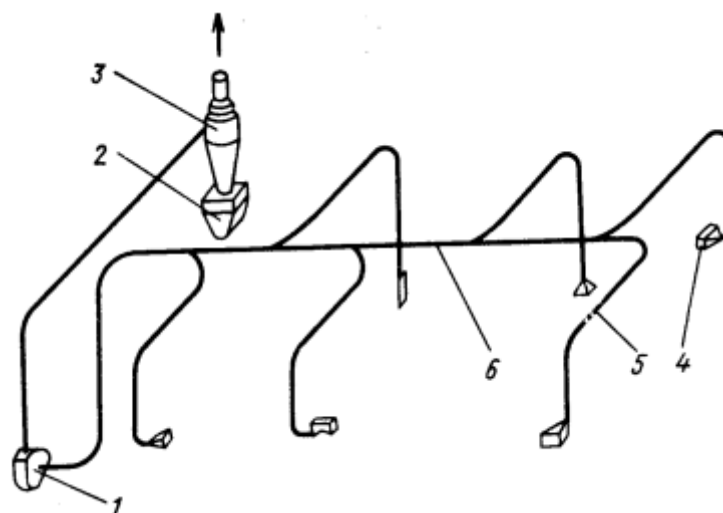


Рис. 2. Схема компонування розгалуженої системи:

- 1 – вентилятор; 2 – бункер; 3 – циклон; 4 – місцевий відсмоктувач;
5 – відгалуження від верстата; 6 – збірний магістральний повітروطвід

По довжині магістрального повітропроводу суттєво змінюється статичний тиск, у зв'язку з чим застосування таких систем не допускає зміни числа верстатів чи місця їх розміщення у виробничому приміщенні. У такому випадку може статися зниження об'єму і відповідно швидкості повітря, що відсмоктується від верстата, до рівня нижче транспортуючого, що, у свою чергу, призведе до зростання запилення повітря на робочих місцях.

У колекторних системах (рис. 3) магістральний повітропровід замінюється на колектор (барабанний, вертикальний, горизонтальний, конусний), який є камерою практично постійного статичного тиску (Жуковський, Возняк, Довбуш, & Люльчак, 2007; Ратушняк, 2002).

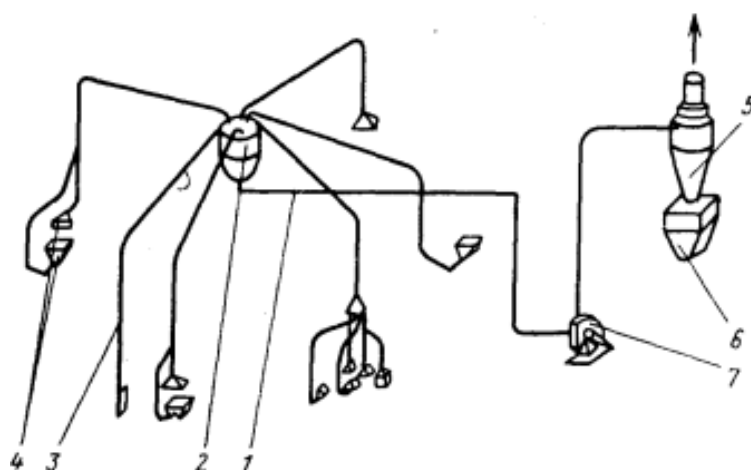


Рис. 3. Схема колекторної системи:

- 1 – збірний повітропровід; 2 – барабанний колектор; 3 – відгалуження від верстата;
4 – місцевий відсмоктувач; 5 – циклон; 6 – бункер; 7 – вентилятор

За такого рішення створюються однакові аеродинамічні умови для всіх відгалужень від верстатів. Тому такі системи можуть працювати стійко незалежно від зміни числа верстатів чи зміни їх розташування.

Аналіз механічних властивостей деревини. Інтенсивність пилоутворення та ступінь негативного впливу пилу, що утворюється, залежить від механічних властивостей оброблюваної деревини. До механічних властивостей деревини відносяться міцність, твердість, жорсткість, ударна в'язкість тощо (Кривенко та ін., 2012).

Міцність деревини, що характеризується межею міцності, – це здатність деревини чинити опір руйнуванню від механічних зусиль. Ця властивість матеріалу залежить від напряму дії навантаження, породи дерева, густини, вологості та наявності вад (Кривенко та ін., 2012).

Основні види дії сил – розтяг, стиск, згин, зсув. З точки зору інтенсивності пилоутворення особливе значення має останній вид. При цьому розрізняють три види зсуву – сколювання вздовж волокон, сколювання поперек волокон, перерізання. За наявними даними міцність при сколювання уздовж волокон становить $1/5$ частину від міцності при стисканні вздовж волокон. У листяних порід, що мають широкі серцевинні промені (бук, дуб, граб), міцність на сколювання по тангенціальній площині на 10–30 % вище, ніж за радіальною. Межа міцності при сколюванні поперек волокон приблизно вдвічі менше межі міцності при сколювання уздовж волокон. Міцність деревини при перерізанні поперек волокон у чотири рази вище міцності при сколюванні (Кривенко та ін., 2012).

На міцність деревини істотно впливає тільки зв'язана волога, що міститься в клітинних оболонках. При збільшенні кількості зв'язаної вологи міцність деревини зменшується особливо при вологості 20–25 %. Подальше підвищення вологості за межу гігроскопічності (30 %) не впливає на показники міцності деревини (Кривенко та ін., 2012).

Показники механічної міцності для деревних порід, оброблюваних на обстеженому підприємстві, при вологості 15 %, наведено у табл. 2 (Кривенко та ін., 2012).

Показники механічної міцності деревини

Порода дерева	Механічна міцність деревини, МПа			
	на стискання вздовж волокон	на згин	сколювання	
			в радіальній площині	в тангенціальній площині
Хвойні деревні породи				
Сосна	43,9	79,3	6,9	7,3
Липа	51,1	97,3	8,3	7,2
Ялиця	33,7	51,9	4,7	5,3
Твердолистові деревні породи				
Дуб	52,0	93,5	8,5	10,4
Ясень	51,0	115	13,8	13,3
Бук	44,7	99,7	8,5	11

Твердість деревини – це її здатність чинити опір проходженню в неї твердіших тіл. Твердість залежить від густини деревини та неоднакова у всіх напрямках – у листяних порід твердість торцевої поверхні вище тангенціальної та радіальної на 30 %, у хвойних – на 40 % (Кривенко та ін., 2012).

Твердість деревини також визначається такими факторами, як її вологість, вміст у річних шарах пізньої деревини, місця зростання та час заготівлі. Так, наприклад, при підвищенні вологості деревини на 1 % торцева твердість зменшується на 3 %, тангенціальна та радіальна – на 2 %. У разі збільшення пізньої деревини підвищується густина та покращуються механічні властивості матеріалу. Сосни, які виростили на сухому місці, мають прямі високі стовбури та їх деревина твердіша, ніж деревина сосен, що ростуть на болотистих ґрунтах. Твердість, зрубного дерева в лютому, менша, ніж твердість дерева, зрубного в грудні (Кривенко та ін., 2012).

В Україні та у європейських країнах твердість деревини прийнято оцінювати за шкалою Брінелля, США – за шкалою Янка (Кривенко та ін., 2012).

Для визначення твердості деревини методом Брінелля використовують індентор, який вдавлюється в поверхню дослідного зразка з регламентованим зусиллям. Як індентор застосовується кулька з загартованої сталі з діаметром 10 мм. По закінченню 30 с вимірюється глибина та ширина вм'ятини, що утворилася. Твердість деревини по Брінеллю розраховується як відношення

величини прикладеного навантаження до площі поверхні вм'ятини. Що цей показник вище, тим твердіше дерево (Кривенко та ін., 2012).

Всі деревинні породи при 12-процентній вологості поділяються на три групи (Кривенко та ін., 2012):

1) м'які з торцевою твердістю 38,6 МПа і менше. До них відносяться сосна, ялина, ялиця, тополя, липа, осика, вільха;

2) тверді з торцевою твердістю від 386 до 825 МПа. До цієї групи входять береза, модрина, клен, ясен, бук, яблуня;

3) дуже тверді з торцевою твердістю понад 82,5 МПа – самшит, акація біла, кизил, граб.

За шкалою Брінелля твердість оброблюваної на підприємстві деревини складає: сосна – 2,49 кгс/мм², липа – 2,6 кгс/мм², дуб – 3,8 кгс/мм², бук – 3,6 кгс/мм², ясен – 4,0 кгс/мм² (Крив Кривенко та ін., 2012).

Оцінка запиленості повітря на робочих місцях. Експериментальні дослідження з оцінки вмісту пилу в повітрі в зоні дихання, тобто у просторі в радіусі до 50 см від обличчя працюючого (ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007), проводилися на найбільш характерних робочих місцях. Виміри здійснювалися у холодний, перехідний та теплий періоди року. При цьому відбір проб проводився за різних способів подачі припливного повітря у приміщення, характерних для деревообробного виробництва.

Для вимірювання рухливості повітря на робочому місці застосовувався термоелектроанемометр ТАМ-1, для визначення температури та відносної вологості – термогігрометр Testo 608-Н1.

Вміст шкідливої речовини переважно фіброгенної дії, до яких відноситься деревний пил, в даній конкретній точці характеризується сумарним часом відбору, що становить 30 хв (ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007). За вказаний період часу відбиралися три послідовні проби через рівні проміжки часу, що становлять 10 хв. Протягом однієї зміни в одній точці послідовно були відібрані по три проби за умови незмінності послідовності технологічних операцій, ступеня завантаження обладнання та породи оброблювальної деревини.

Відповідно до вимог (НПАОП 20.0-1.02: 2005) проби повітря на вміст пилу відбиралися на аналітичні аерозольні фільтри типу АФА, що розміщувалися у відкритому алонжі.

Концентрація пилу визначалася за формулами, які враховують умови відбору та аналізу проб (Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 30, 2000)

$$C = a/V, \text{ мг/м}^3 \quad (1)$$

де a – маса пилу у відібраній пробі повітря, мг;

V – об'єм повітря, взятий для аналізу, та приведений до умов при температурі 293 °К (20 °С) та атмосферному тиску 101,3 кПа (760 мм рт. ст.), м³.

При аспіраційному методі відбору проб (Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 30, 2000)

$$V = 293VtP / 101,3 (273 + t), \text{ м}^3 \quad (2)$$

де t – температура повітря на місці відбору проб, °С;

P – атмосферний тиск, кПа

Середні значення концентрації пилу на робочих місцях верстатників різних верстатів на ділянках механічної обробки деревини різних порід в різні періоди року при різних способах повітророзподілу, а також з урахуванням виду системи знепилюючої вентиляції наведено у табл. 3.

Запиленість повітря на робочих місцях верстатників

Періоди року					
холодний та перехідний			теплый		
Подання припливного повітря					
організована подача			неорганізована подача		
подача повітря в робочу зону з висоти до 4 м		подача повітря безпосередньо в робочу зону			
Локалізуюча вентиляція					
Централізована система аспірації	Індивідуальний обезпилюючий агрегат	Централізована система аспірації	Індивідуальний обезпилюючий агрегат	Централізована система аспірації	Індивідуальний обезпилюючий агрегат
Концентрація пилу, частки від ГДК					
1	2	3	4	5	6
Круглопилільні верстати					
Сосна					
2,21-2,35	2,2-2,33	2,16-2,3	2,12-2,3	2,42-2,5	2,4-2,5
Ялиця					
2,15-2,28	2,15-2,26	2,08-2,23	2,08-2,21	2,35-2,41	2,38-2,4
Липа					
2,12-2,25	2,1-2,23	2,04-2,22	2,04-2,22	2,32-2,4	2,3-2,4
Бук					
2,05-2,16	2,0-2,16	2,01-2,12	2,0-2,1	2,3-2,34	2,3-2,34
Дуб					
2,0-2,12	2,0-2,1	1,96-2,05	1,96-2,0	2,19-2,23	2,15-2,23
Ясень					
1,98-2,1	1,98-2,0	1,92-1,95	1,9-1,95	2,15-2,2	2,15-2,1
Стругальні верстати					
Сосна					
1,42-1,5	1,42-1,5	1,4-1,5	1,4-1,43	1,48-1,57	1,48-1,54
Ялиця					
1,38-1,47	1,38-1,45	1,36-1,41	1,35-1,42	1,42-1,5	1,41-1,5
Липа					
1,34-1,45	1,36-1,42	1,31-1,36	1,3-1,36	1,38-1,48	1,38-1,45
Бук					
1,31-1,38	1,3-1,4	1,28-1,32	1,28-1,32	1,35-1,42	1,35-1,4
Дуб					
1,29-1,36	1,28-1,34	1,27-1,31	1,27-1,31	1,33-1,41	1,3-1,4
Ясень					
1,27-1,34	1,25-1,34	1,24-1,28	1,24-1,28	1,2-1,36	1,2-1,34
Фрезерні верстати					
Сосна					
1,42-1,5	1,4-1,5	1,35-1,45	1,32-1,45	1,5-1,6	1,48-1,6
Ялиця					
1,38-1,5	1,37-1,46	1,31-1,41	1,3-1,40	1,44-1,52	1,41-1,54
Липа					
1,38-1,44	1,34-1,42	1,26-1,38	1,23-1,34	1,39-1,46	1,39-1,51

1	2	3	4	5	6
Бук					
1,37-1,40	1,29-1,37	1,22-1,32	1,2-1,31	1,39-1,45	1,38-1,45
Дуб					
1,28-1,36	1,27-1,36	1,22-1,31	1,20-1,31	1,35-1,44	1,36-1,44
Ясень					
1,28-1,35	1,26-1,34	1,21-1,30	1,20-1,30	1,34-1,43	1,33-1,43
Шипорізні верстати					
Сосна					
1,43-1,54	1,42-1,52	1,40-1,50	1,40-1,46	1,45-1,60	1,48-1,58
Ялиця					
1,39-1,50	1,39-1,45	1,35-1,47	1,34-1,44	1,42-1,58	1,41-1,58
Липа					
1,35-1,40	1,34-1,42	1,26-1,36	1,23-1,34	1,40-1,46	1,39-1,51
Бук					
1,29-1,36	1,28-1,34	1,24-1,28	1,24-1,28	1,20-1,36	1,20-1,34
Ясень					
1,17-1,22	1,15-1,24	1,04-1,18	1,10-1,20	1,20-1,30	1,20-1,30
Стрічковопилінні верстати					
Сосна					
1,0-1,27	1,0-1,2	1,0-1,17	1,0-1,15	1,2-1,25	1,20-1,30
Ялиця					
1,0-1,2	1,0-1,16	1,0-1,12	1,0-1,1	1,1-1,24	1,1-1,2
Липа					
1,0-1,16	1,0-1,15	0,98-1,05	0,96-1,1	1,1-1,14	1,1-1,12
Бук					
1,0-1,12	1,0-1,1	0,95-1,0	0,95-1,04	1,1-1,13	1,1-1,12
Дуб					
1,0-1,1	1,0-1,08	0,95-1,0	0,95-1,04	1,08-1,11	1,07-1,10
Ясень					
1,0-1,05	1,0-1,04	0,90-0,95	0,90-0,93	1,03-1,06	1,0-1,08
Свердлильні та довбані верстати					
Сосна					
0,98-1,0	0,98-1,0	0,96-0,99	0,96-0,99	1,0-1,05	1,0-1,04
Ялиця					
0,96-0,99	0,96-0,98	0,94-0,99	0,95-0,99	0,97-0,99	0,97-1,02
Липа					
0,95-0,97	0,95-0,96	0,93-0,96	0,93-0,96	0,97-0,99	0,97-1,00
Бук					
0,91-0,93	0,90-0,92	0,89-0,91	0,88-0,90	0,92-0,96	0,91-0,94
Дуб					
0,89-0,90	0,88-0,90	0,87-0,89	0,86-0,90	0,91-0,95	0,90-0,94
Ясень					
0,88-0,89	0,88-0,89	0,86-0,88	0,86-0,87	0,89-0,94	0,89-0,92
Шліфувально-стрічкові верстати					
Сосна					
5,2-5,4	5,4-5,5	4,6-4,8	4,5-4,8	5,4-5,8	5,6-5,7
Ялиця					
5,24-5,42	5,18-5,34	4,43-4,83	4,38-4,78	5,53-5,68	5,60-5,73

Продовження таблиці 3

1	2	3	4	5	6
Липа					
5,14-5,26	5,08-5,30	4,31-4,66	4,27-4,61	5,38-5,46	5,42-5,50
Бук					
4,9-5,1	5,01-5,13	4,27-4,44	4,18-4,43	5,00-5,35	5,20-5,23
Дуб					
4,74-4,44	4,10-4,47	4,15-4,30	4,10-4,33	4,88-5,20	5,0-5,10
Ясень					
4,70-4,80	4,80-4,83	4,10-4,30	4,00-4,20	4,80-5,10	5,0-5,10
Рейсмусові верстати					
Сосна					
1,1 – 1,3	1,1 – 1,3	1,0 – 1,1	1,0 – 1,15	1,2 – 1,35	1,2 – 1,3
Ялиця					
1,08 – 1,27	1,07 – 1,26	1,0 – 1,1	1,0 – 1,1	1,1 – 1,16	1,1 – 1,15
Липа					
1,07 – 1,26	1,06 – 1,25	0,96 – 1,05	0,96 – 1,1	1,1 – 1,14	1,1 – 1,12
Бук					
1,0 – 1,22	1,0 – 1,2	0,95 – 1,02	0,95 – 1,07	1,1 – 1,12	1,1 – 1,12
Дуб					
1,0 – 1,18	1,0 – 1,18	0,95 – 1,0	0,95 – 1,04	1,08 – 1,1	1,07 – 1,1
Ясень					
1,0 – 1,15	1,0 – 1,14	0,9 – 0,95	0,9 – 0,95	1,03 – 1,06	1,0 – 1,1

Отримані дані свідчать про те, що нормативна запиленість забезпечується тільки на робочих місцях у свердлильних верстатів. За концентрації пилу в зоні дихання працюючих найнесприятливіші умови відзначаються на робочих місцях верстатників шліфувально-стрічкових верстатів. У цих випадках концентрація пилу перевищує ГДК більш ніж у 5 разів. Такі результати свідчать про те, що всі відходи, що утворюються при шліфуванні, є пилом.

Також слід зазначити, що в холодний та перехідний періоди року запиленість повітряного середовища на робочих місцях знижується при подачі повітря безпосередньо в робочу зону порівняно з подачею повітря з висоти до 4 м. Разом з тим, концентрація пилу в зоні дихання працюючих у теплий період року підвищується порівняно з холодним та перехідним періодом, що можна пояснити тим, що в першому випадку зовнішнє повітря подається до приміщення без попередньої обробки.

Дослідження розподілення пилу у повітрі робочої зони. При проведенні експериментальних досліджень розподілення пилу в повітрі робочої зони відбір проб для визначення концентрації пилу проводився на висоті 1,5 м від підлоги приміщення на різних відстанях від верстатів різного типу. Заміри здійснювалися в холодний, перехідний та теплий період року. При цьому відбір проб проводився за різних способів подачі припливного повітря до приміщення, характерних для деревообробного виробництва. Протягом зміни в одній точці послідовно були відібрані по три проби за умови, що працює тільки один з обстежуваних верстатів при відключенні іншого обладнання.

Як приклад на рис. 4-9 наведено графічні залежності, що характеризують зміну концентрації пилу у повітрі робочої зони на різних відстанях від круглопильного верстата під час обробки різних порід деревини.

Отримані дані свідчать, що незалежно від породи деревини та способу подачі повітря концентрація пилу в повітрі робочої зони з відстанню від верстата змінюється за експоненційним законом.

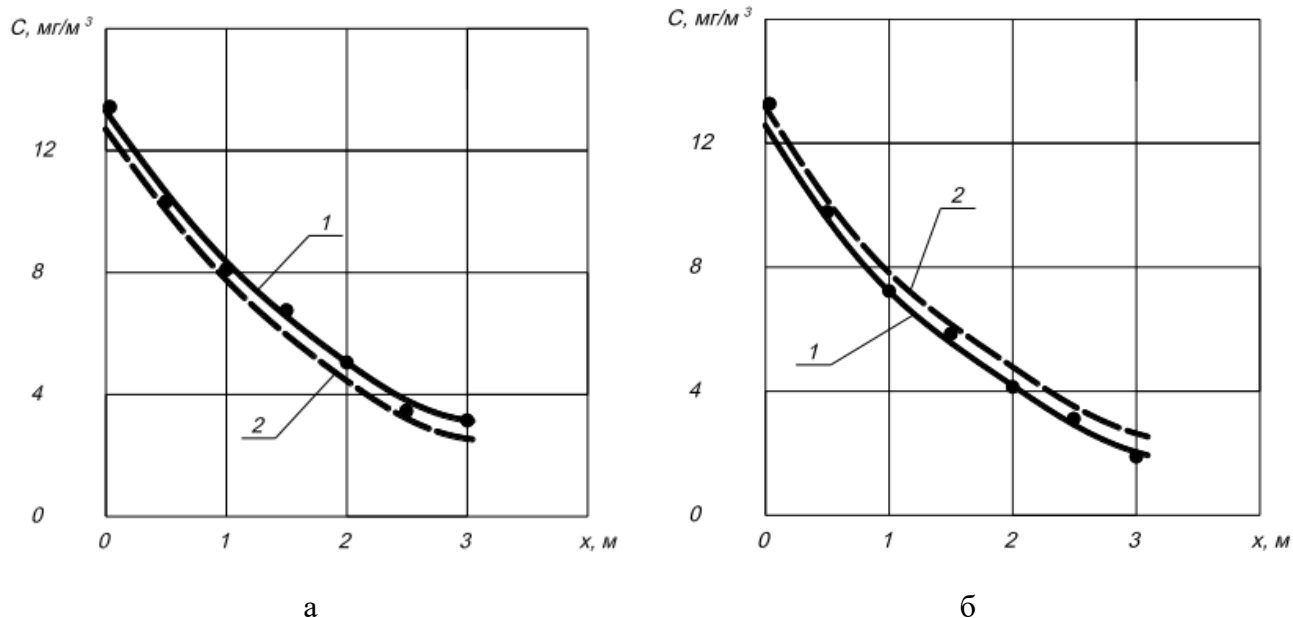


Рис. 4. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопильного верстата для пилу, що утворюється під час обробки сосни:

а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону; 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

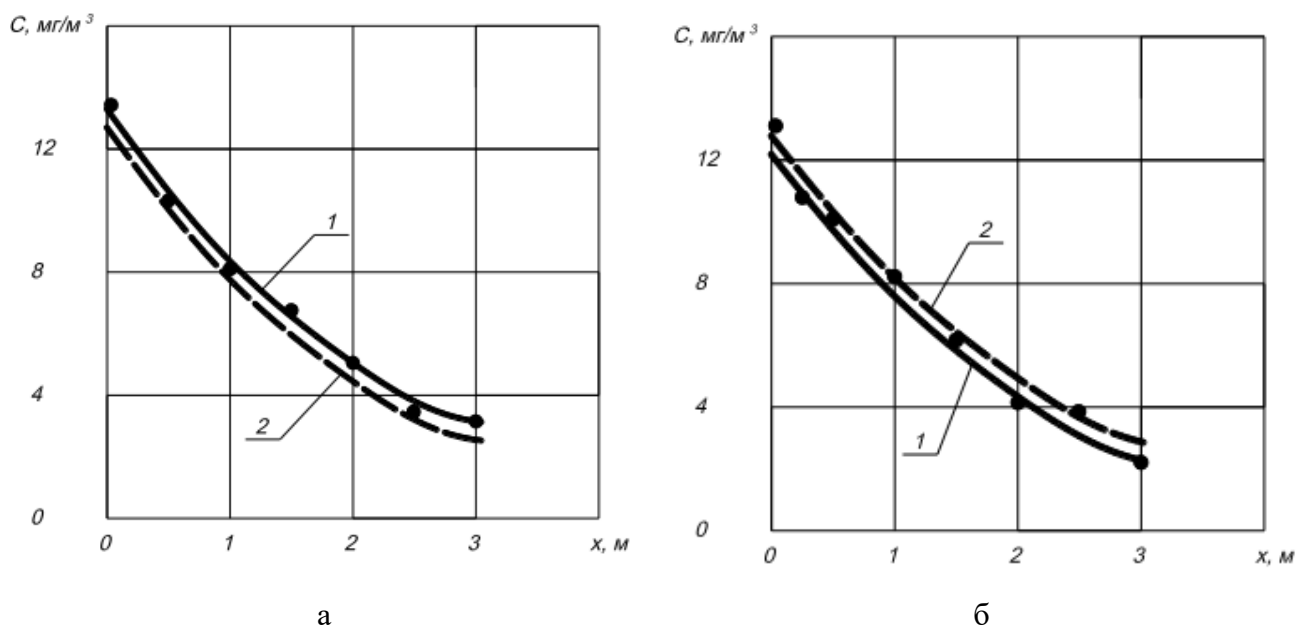


Рис. 5. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопилельного верстата для пилу, що утворюється під час обробки ялиці:
а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону. 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

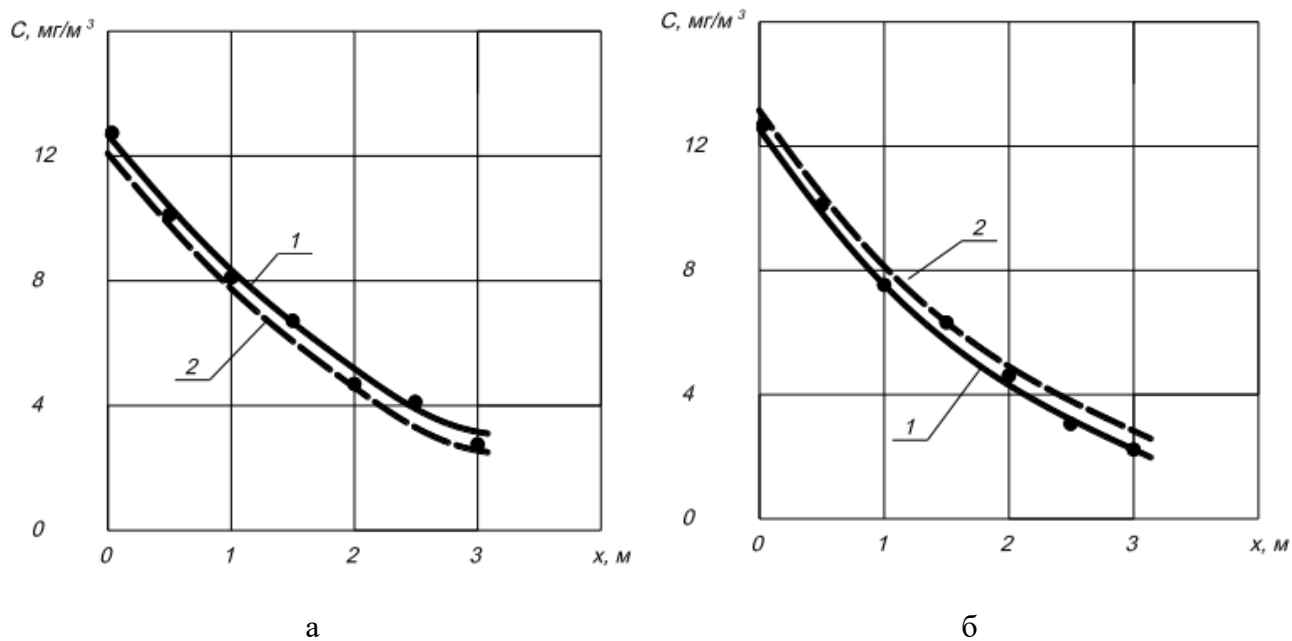


Рис. 6. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопилельного верстата для пилу, що утворюється під час обробки липи:
а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону. 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

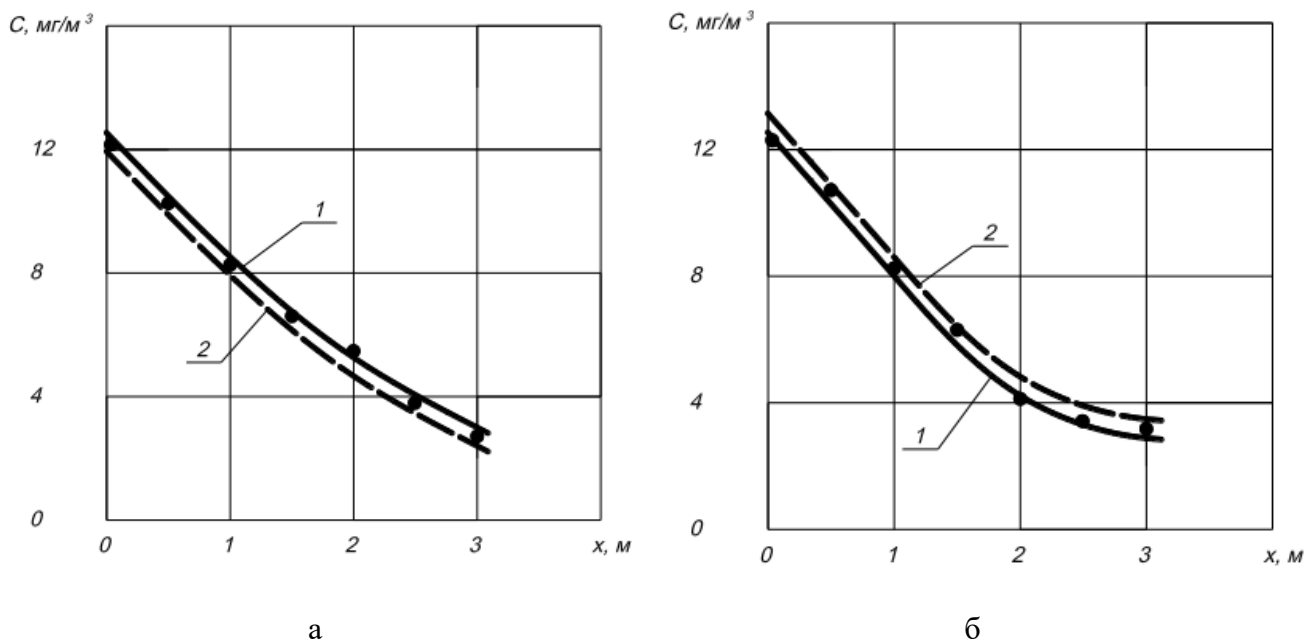


Рис. 7. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопильного верстата для пилу, що утворюється під час обробки буку:
 а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону. 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

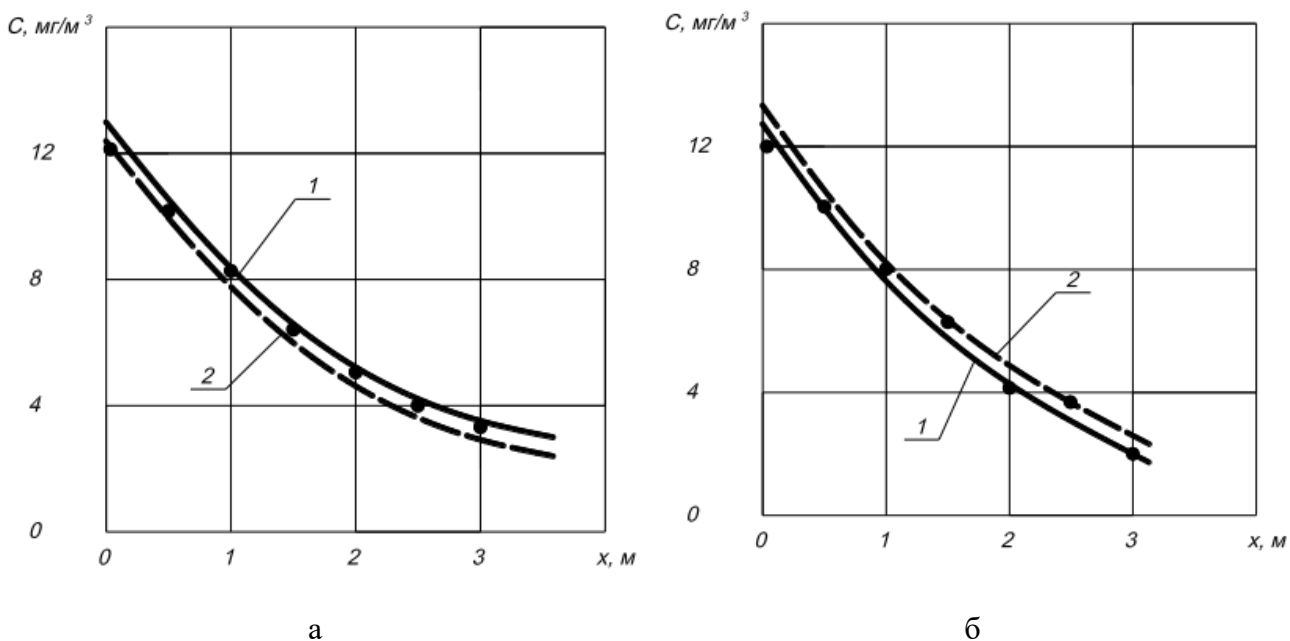


Рис. 8. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопильного верстата для пилу, що утворюється під час обробки дубу:
 а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону. 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

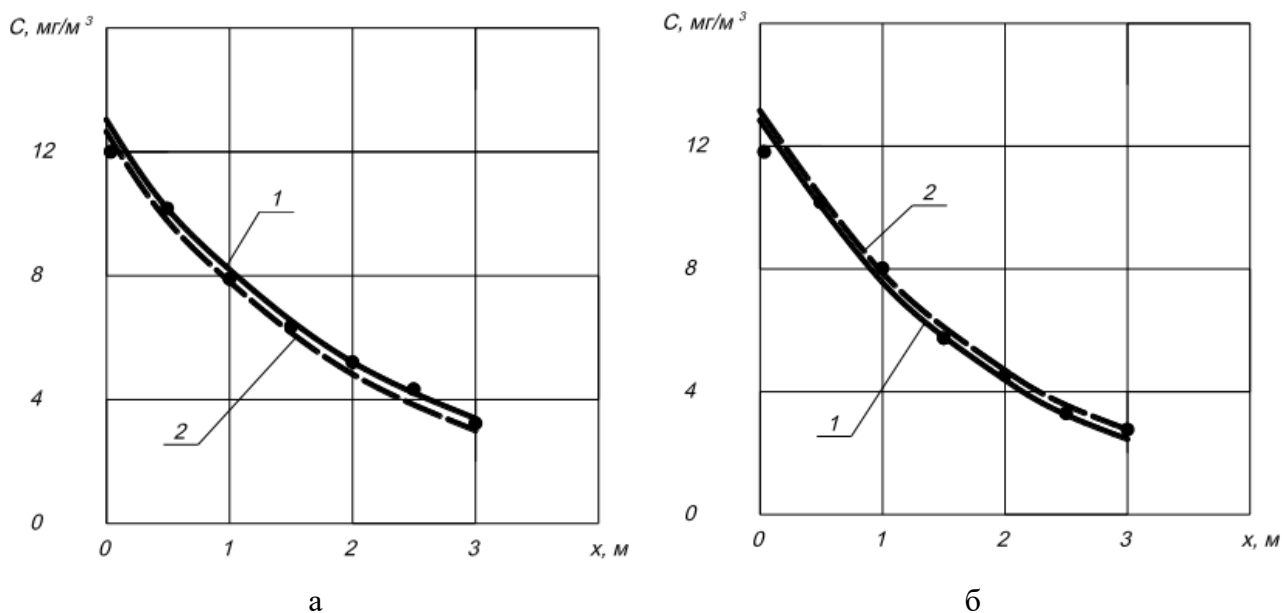


Рис. 9. Зміна концентрації пилу у повітрі робочої зони на висоті 1,5 м на різних відстанях від круглопильного верстата для пилу, що утворюється під час обробки ясеню:

а – при подачі повітря з висоти до 4-х м; б – під час подачі повітря безпосередньо в робочу зону. 1 – за виразом (3); 2 – за виразом (5)

Результати обробки експериментальних даних показали, що ця зміна апроксимується виразами, що мають вигляд:

при подачі повітря з висоти до 4-х м

$$Cx = 12,9 \exp(-0,457x) \quad (3)$$

при подачі повітря безпосередньо до робочої зони

$$Cx = 12,5 \exp(-0,544x) \quad (4)$$

де x – відстань від верстата до місця проведення вимірів, м.

З великим ступенем точності для прогнозування стану повітряного середовища в робочій зоні під час роботи круглопильного верстата можна скористатися середньою залежністю (рис. 4–9)

$$Cx = 12,7 \exp(-0,501x) \quad (5)$$

Аналогічні залежності отримано і для інших верстатів, характерних для виробництва виробів із деревини.

Обробка експериментальних даних показала, що при роботі одного будь-якого верстата зміна концентрації пилу в повітрі робочої зони на рівні дихання працюючих залежно від відстані від верстата підпорядковується

експоненційному закону та у загальному вигляді може бути виражена залежністю виду

$$Cx = C_{pm} \exp(-ax) \quad (6)$$

де C_{pm} – концентрація пилу в повітрі на робочому місці відповідного верстата, мг/м³.

Значення коефіцієнта a для різних верстатів визначено за результатами натурних експериментальних досліджень та наведені в табл. 4

Таблиця 4

Експериментальні значення коефіцієнта a для верстатів

Назва станків	a
Круглопилльні	- 0,501
Стругальні	- 0,638
Фрезерні	- 0,624
Шипорізні	- 0,626
Стрічковопилльні	- 0,884
Свердлильні	- 0,936
Шліфувально-стрічкові	- 0,11
Рейсмусові	- 0,286

Дослідження розповсюдження пилу по висоті приміщення проводилися на діючому підприємстві «Песа». Для цього об'єм приміщення розбивався на елементарні об'єми. Довжина та ширина елементарного об'єму відповідають кроку колон, висота – висоті приміщення. На рис. 10 на прикладі цеху, план якого наведено на рис.1, показано таке розділення приміщення.

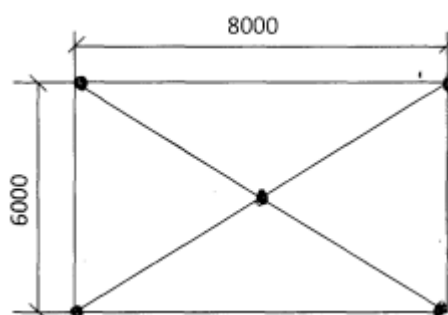


Рис. 10. Схема розміщення вимірних точок в елементарному об'ємі в плані

Відбір проб здійснювався за аналогією до попередніх досліджень, у точках, розташованих у різних частинах приміщення через кожних 0,5 м

висоти. Схему розташування вимірних точок на фронтальній поверхні елементарного об'єму наведено на рис. 11. На бічних поверхнях елементарного об'єму вимірні точки вибирались аналогічно.

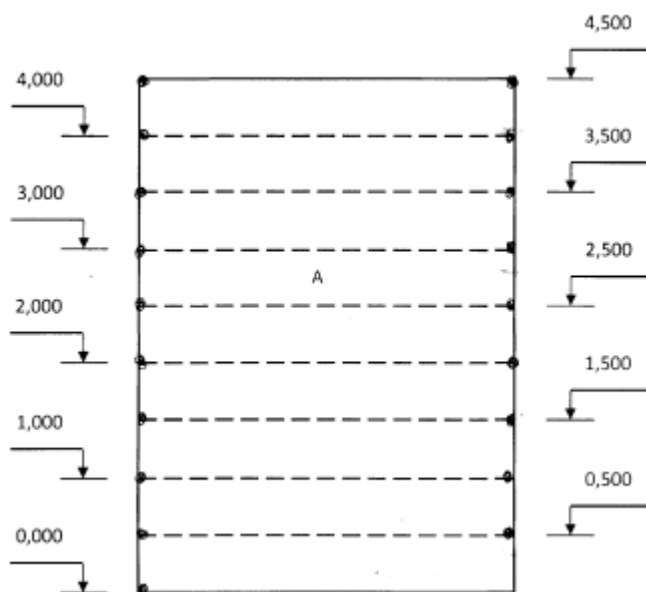


Рис. 11. Схема розміщення вимірних точок на фронтальній поверхні елементарного об'єму

Дослідження проводилися при двох способах подачі свіжого повітря в приміщення, характерних для приміщень, що розглядаються – подача з висоти до 4-х м та подача безпосередньо в робочу зону.

Середні результати досліджень у вигляді графічних залежностей представлені на рис. 12 та 13. При цьому прийнято такі позначення: \bar{h} – висота замірного перерізу, віднесена до висоти приміщення; C_i – концентрація пилу в i -тому замірному перерізі, мг/м³; C – концентрація пилу в повітрі, що видаляється в атмосферу з верхньої зони приміщення, мг/м³.

На рис. 12 показано зміну концентрації пилу за висотою цеху при подачі повітря безпосередньо у робочу зону.

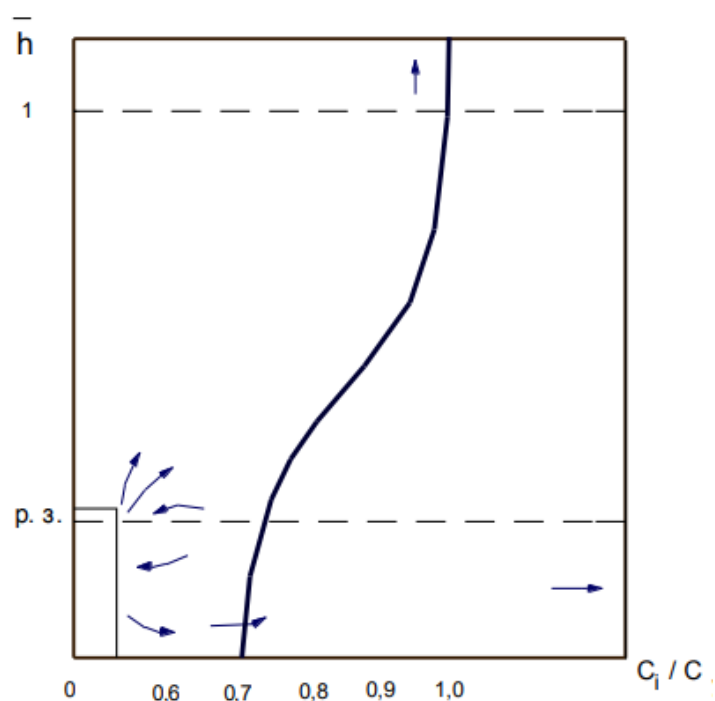


Рис. 12. Зміна концентрації пилу за висотою цеху при подачі повітря безпосередньо у робочу зону

У цьому випадку відбувається витіснення відпрацьованого повітря із робочої зони та виключається залучення до циркуляції забрудненого повітря з верхньої зони приміщення. Водночас відзначається поступове зростання запиленості повітря за межами робочої зони, та в атмосферу загальнообмінними системами вентиляції викидається повітря з великим вмістом пилу, ніж у робочій зоні.

На рис. 13 показано зміну концентрації пилу за висотою цеху при подачі повітря до робочої зони з висоти до 4-х м.

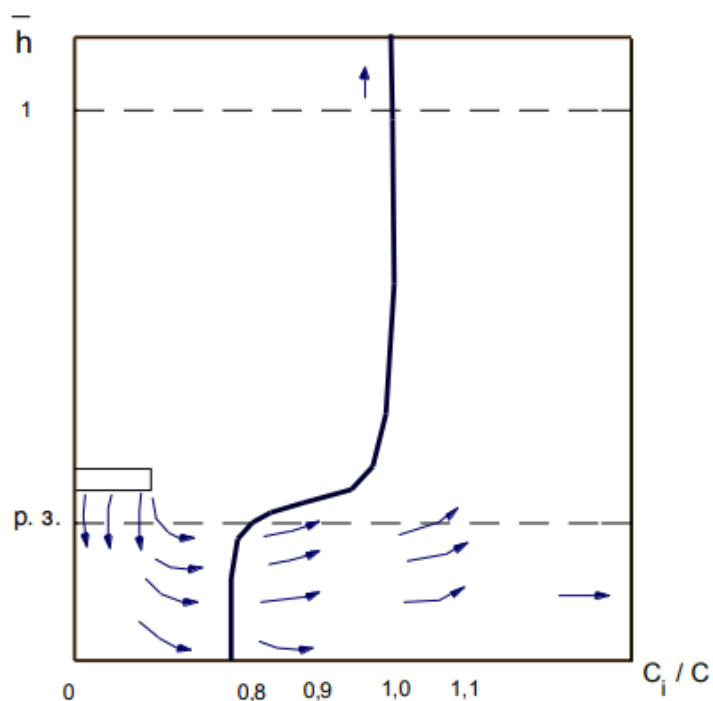


Рис. 13. Зміна концентрації пилу за висотою цеху під час подачі повітря у робочу зону з висоти до 4-х м

Для цього випадку характерно різке зростання концентрації пилу на рівні розташування повітророздавального пристрою. Потім концентрація пилу по висоті цеху залишається практично постійною, але в атмосферу також викидається повітря з більшим вмістом пилу, ніж у робочій зоні.

Дослідження процесів осідання пилу. При експериментальних дослідженнях процесів осідання пилу, що утворюється при механічній обробці деревини, використовувалась методика, описана у роботах (Оскајовá, Кусерка, Кмініак, & Кришт'ák, 2020; Куц, Балабан, Чиж, & Ханик, 2010; Мадані, & Гаркович, 2018). Відповідно до цієї методики визначалася щільність пилеосідання \bar{G}_0 на підлозі виробничого приміщення, тобто маса пилу, що осів на площі 1 м^2 , за одиницю часу.

Для проведення експериментальних досліджень використовувалися пастки, що мають тарілчасту форму з діаметром 170–200 мм, та виготовлені з листової сталі. Перед початком експериментів в пастках здійснювали спеціальну підготовку, яка проводилася в наступній послідовності: промивання водою; протирання етиловим ректифікованим спиртом; висушування у

сушильній шафі; нанесення на внутрішню поверхню шару фіксатора; зважування; нанесення номера на нижню поверхню (Oskajová, Kucerka, Kminiak, & Krišt'ák, 2020; Куц, Балабан, Чиж & Ханик, 2010; Мадані & Гаркович, 2018). Під час проведення вимірювань пастки встановлювалися на чистих аркушах паперу в цеху відповідно до схем, показаних на рис. 14–16 (Oskajová, Kucerka, Kminiak, & Krišt'ák, 2020; Куц, Балабан, Чиж, & Ханик, 2010; Мадані, & Гаркович, 2018). Виміри проводилися за умови, що працює лише один із обстежуваних верстатів при відключенні решти обладнання.

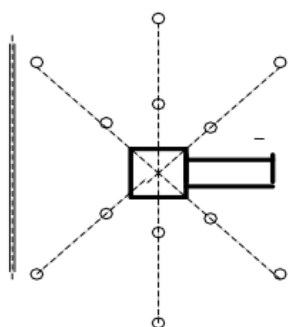


Рис. 14. Приклад розташування пасток для пилу біля одного не стиснутого джерела пиловиділення

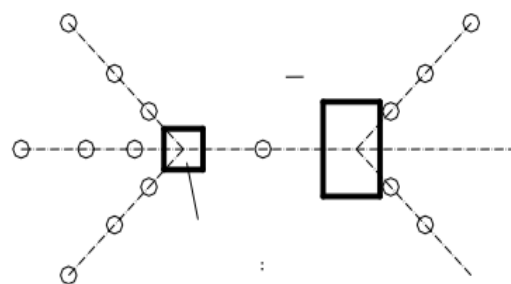


Рис. 15. Приклад розташування пасток для пилу біля двох близько розташованих верстатів

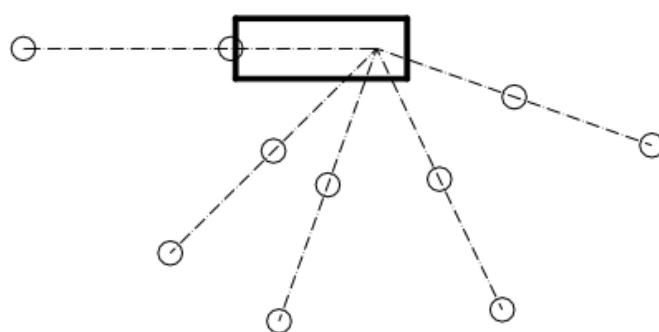


Рис. 16. Розташування пасток для пилу біля одного джерела пиловиділення стисненого стіною

Як приклад отриманих даних на рис. 17 показано графічна залежність, побудована за середніми результатами для різних способів подачі повітря в приміщенні та для пилу різних деревних порід, що характеризує зміну

щільності осідання пилу на підлозі виробничого приміщення на різних відстанях від свердлувального верстата.

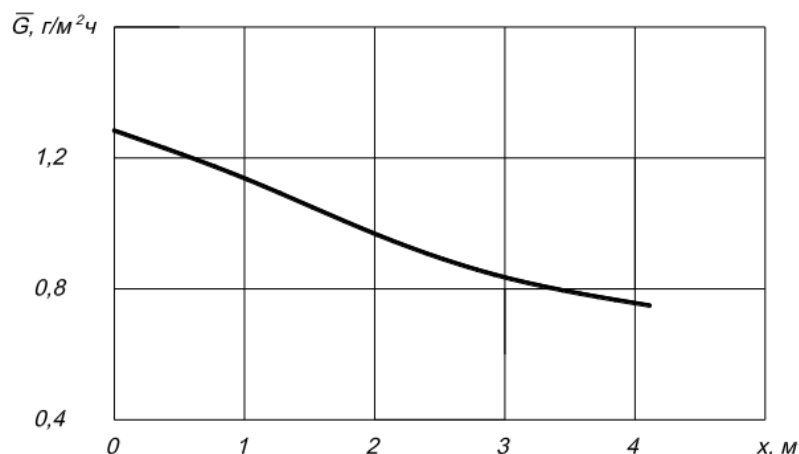


Рис. 17. Середні значення щільності осідання пилу на підлозі виробничого приміщення на різних відстанях від свердлувального верстата

Аналогічна залежність для шліфувально-стрічкового верстата наведена на рис. 18.

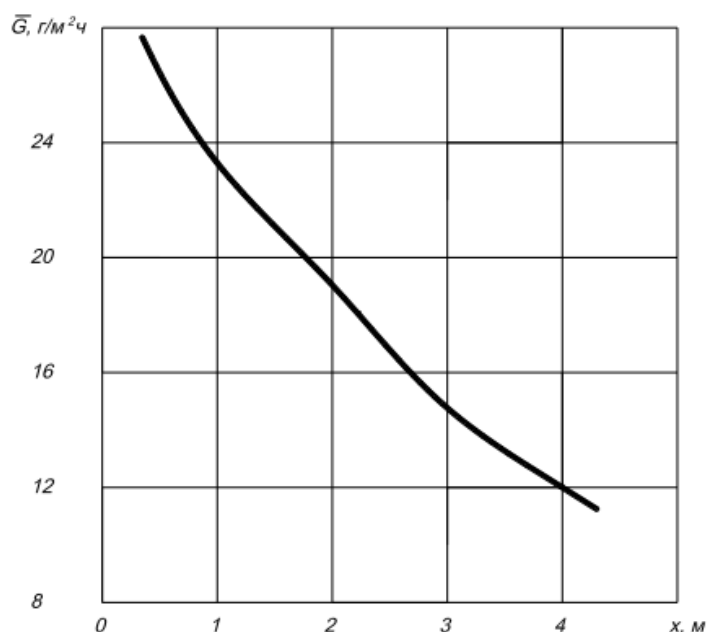


Рис. 18. Середні значення щільності осідання пилу на підлозі виробничого приміщення на різних відстанях від шліфувально-стрічкового верстата

Аналіз даних показав, що незалежно від породи деревини та способу подачі повітря зміна щільності пилоосідання з відстанню від верстата підпорядковується експоненційному закону. За результатами обробки

експериментальних даних встановлено, що ця зміна апроксимується виразом виду

$$\bar{G} x = B \exp(-bx) \quad (7)$$

де B , b – постійні, що визначаються експериментально для кожного типу верстата.

Значення коефіцієнтів B і b для різних верстатів визначені за результатами натурних експериментальних досліджень та наведені в табл. 5.

Таблиця 5

Експериментальні значення коефіцієнтів B і b в експоненційних залежностях, що характеризують зміну щільності осідання пилу на підлозі виробничого приміщення з відстанню від різних верстатів

Назва верстатів	B	b
Круглопиліні	13,58	- 0,078
Стругальні	9,18	- 0,22
Фрезерні	9,24	- 0,226
Шипорізні	9,08	- 0,226
Стрічковопиліні	7,94	- 0,038
Свердлильні	1,28	- 0,126
Шліфувально-стрічкові	29,6	- 0,11
Рейсмусові	8,08	0,04

Результати обстеження систем аспірації. При проведенні досліджень з оцінки пилової обстановки на підприємстві було проведено обстеження аспіраційних систем, призначених для знепилювання повітряного середовища виробничих приміщень. Обстеження проходило в кілька етапів і включало: аналіз проектних рішень; візуальне обстеження; визначення аеродинамічних характеристик та запиленості повітряних потоків; зіставлення розрахункових та фактичних значень об'ємів повітря, що відсмоктується від устаткування; перевірку наявності пилових відкладень у повітроводах; визначення загальної ефективності роботи пиловловлюючих пристроїв. Крім того, за даними обстежуваного підприємства встановлювалося число прочисток системи протягом року та кількість відмов апаратів пилоочищення через їх забивання за цей період.

Як приклад отриманих даних, у табл. 6 наведено результати двох із обстежених систем.

Таблиця 6

Результати обстеження систем аспірації В1 та В2

Номер замірного перерізу	Витрата повітря, м ³ /рік		Розбіжність, %	Наявність пилових відкладень	Число чисток в рік	Ефективність пиловловлення, %	Число відмов циклону на рік
	проектна	фактична					
Система В1. Циклон Ц-675					6	87,4	7
1	1300	1182	- 10	+			
2	1360	1276	- 6,6	+			
3	2660	2458	- 8,2	+			
4	1320	1096	- 20,4	+			
5	3980	3554	- 12	+			
Система В2. Циклон Ц-730					11	82,3	4
1	1080	996	- 8,4	+			
2	1680	1574	- 6,7	+			
3	1380	1262	- 9,4	+			
4	2760	2570	- 7,4	+			
5	4140	3832	- 7,9	+			

Система В1 (рис. 19) обслуговує стрічково-пиляльний, рейсмусовий та фрезерний карусельний верстати. Система В2 (рис. 20) призначена для обслуговування фугувальних верстатів різних марок. Обидві системи відносяться до розгалужених, які, як правило, використовуються в цехах або на ділянках з невеликою кількістю верстатів, або у виробничих приміщеннях, де встановлення колекторних систем неможливо через невелику висоту.

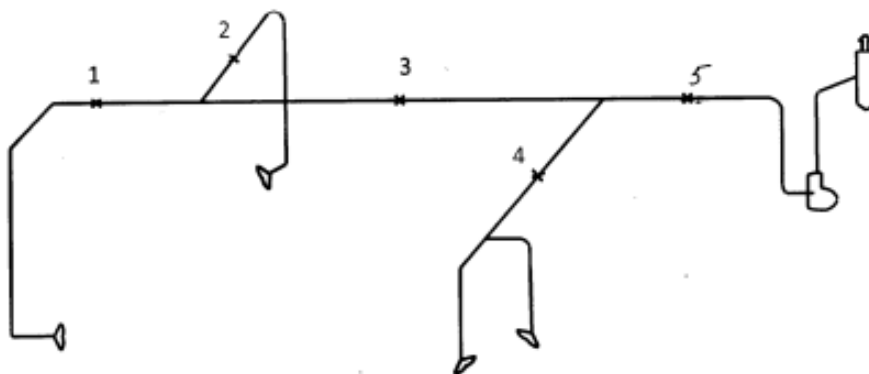


Рис. 19. Схема обстеженої системи В1, (х – замірні перерізи)

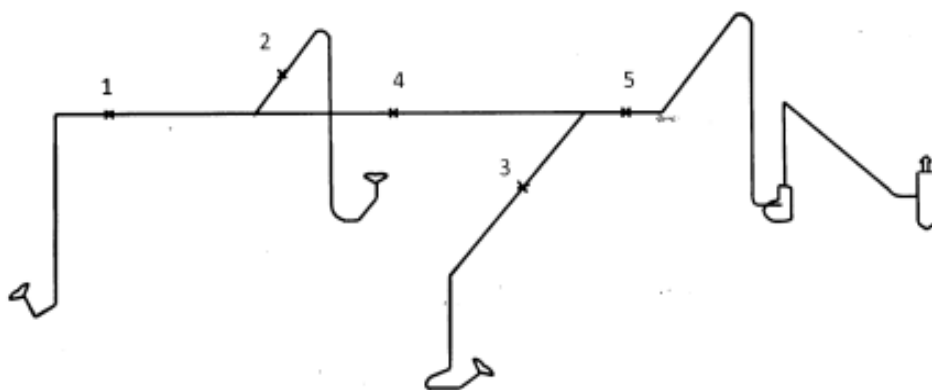


Рис. 20. Схема обстеженої системи В2, (х – замірні перерізи)

Отримані результати показали, що незалежно від частоти проведення очищення повітроводів аспіраційної системи, відзначається наявність відкладень пилу, а зниження об'ємів повітря, що видаляється системою від окремих одиниць обладнання може досягати більш ніж 20 % порівняно із проектними даними. Також слід зазначити низьку ефективність застосовуваних у системах аспірації циклонів та їх часті відмови.

Рішення щодо забезпечення надійності систем аспірації. Як зазначалося вище, підвищена запиленість повітря у робочій зоні деревообробних підприємств багато в чому обумовлена незадовільною та нестійкою роботою аспіраційних систем.

Особливістю розгалужених систем аспірації є наявність горизонтальних ділянок повітроводів, обумовлена необхідністю об'єднання технологічного обладнання, розташованого на суттєвій відстані одне від одного, а також розташуванням пиловловлюючого обладнання поза виробничим приміщенням відповідно до вимог пожежної безпеки (НПАОП 20.0-1.02:2005). Однак у колекторних системах також зустрічаються горизонтальні повітроводи, призначені для підключення окремих місцевих відсмоктувачів до спільної мережі. Довжина таких ділянок деяких типів верстатів сягає 2,5 м.

Оскільки на деревообробних підприємствах виробничий процес ведеться у дві зміни, у нічний час відбувається відключення верстатів, і, відповідно, аспіраційних установок. Тому з плином часу відбувається утворення пилових

відкладень у повітроводах, що призводить до зменшення об'ємів повітря, що відсмоктується від аспірованого обладнання та до вибивання пилу у повітря робочої зони. Другим фактором є зміна об'єму пилоповітряної суміші, що переміщується по системі аспірації, внаслідок зміни технологічного навантаження або періодичного відключення устаткування, що аспірується. В цьому випадку зниження об'єму пилоповітряної суміші веде до зниження транспортної здатності повітря, що також викликає відкладення пилу у повітроводах.

Крім того, внаслідок зносу ріжучого та шліфувального інструменту в повітроводах потрапляють абразивні частинки, що істотно відрізняються за своїми властивостями від частинок деревного пилу. Частинки абразивного матеріалу характеризуються більш несприятливими умовами стійкого транспортування порівняно з деревними. З цієї причини також спостерігається відкладення великих частинок на горизонтальні поверхні повітропроводів систем аспірації деревообробного виробництва, які запроектовані, виходячи з властивостей деревного пилу.

Разом з тим, способи очищення повітроводів, які застосовуються в даний час для запобігання відмови системи аспірації можуть використовуватися для видалення пилових відкладень, що вже утворилися, і тільки при відключення системи аспірації.

Одним із можливих вирішень проблеми забезпечення безвідмовної роботи аспіраційних установок є застосування закручених потоків, які характеризуються підвищеною здатністю приводити в рух і переносити пилові частинки. Це дозволяє покращити умови переміщення пилоподібних матеріалів та запобігати утворенню пилових відкладень у повітроводах безпосередньо в процесі роботи системи (Каспрук, Куц, & Ярош, 2001). Для організації закрутки потоку на горизонтальних ділянках повітроводів замість стандартних відводів, що встановлюються на місці переходу вертикальних ділянок у горизонтальні, рекомендується застосування тангенціальних відводів-закручувачів (рис. 21) (Каспрук, Куц, & Ярош, 2001).

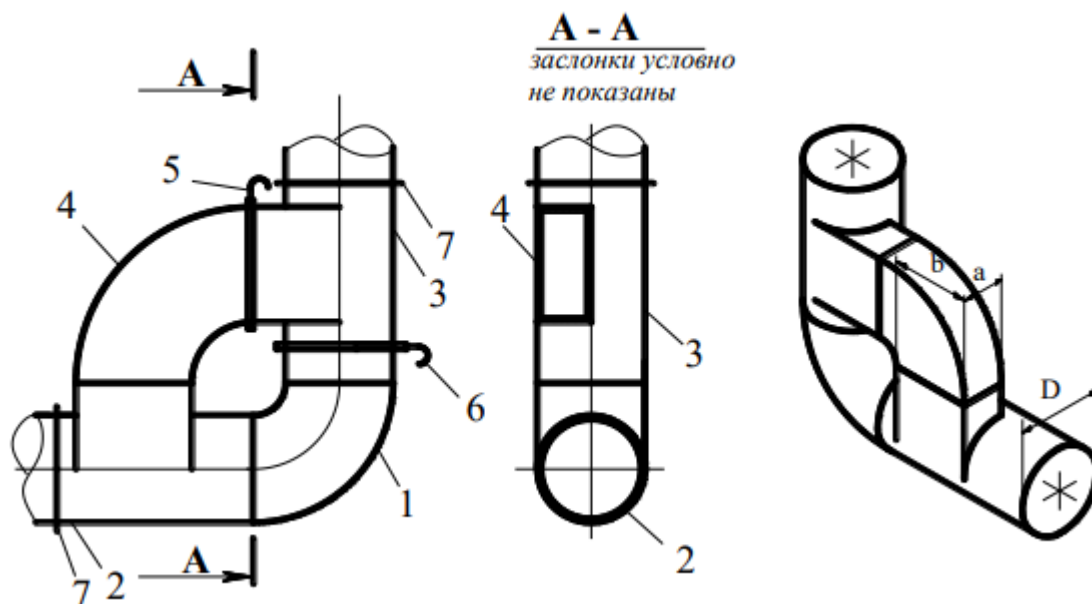


Рис. 21. Тангенціальний відвід-закручувач:

- 1 – відвід; 2 – вихідний аксіальний патрубок; 3 – вхідний аксіальний патрубок; 4 – тангенціальний патрубок; 5 – заслінка в тангенціальному патрубку; 6 – заслінка в аксіальному патрубку; 7 – сполучні фланці

Використання такого пристрою дозволяє здійснювати тангенціальне введення потоку в циліндричний повітропровід. Коли система аспірації працює в основному режимі, байпасний патрубок герметично закритий за допомогою заслінки, а заслінка аксіального патрубку відкрита. Для створення закрутки газового потоку при проході через тангенціальний відвід-закручувач заслінку тангенціального патрубку відкривають, а заслінку аксіального патрубку закривають.

Для характеристики інтенсивності закрутки потоку після тангенціального відводу-закручувача використовується інтегральний параметр Φ^* , значення якого становить (Куц, Балабан, Чиж, & Ханік, 2010)

$$\Phi^* = \pi/4 \cdot D(D - a) / ab \cdot \sin \alpha \quad (8)$$

де d – діаметр циліндричної частини, мм;

a – ширина перерізу тангенціального введення, мм;

b – висота тангенціального введення, мм;

α – кут між осями тангенціального введення та циліндричного каналу, град.

Дослідження щодо забезпечення безвідмовної роботи систем аспірації на деревообробному підприємстві за допомогою організації закрутки потоку проведені в промислових умовах. Як дослідна установка використана діюча система аспірації, яка призначена для видалення та очищення пилу, що виділяється під час роботи стругального та фрезерного верстатів. Сумарний об'єм повітря, що видаляється системою становить $L = 2640 \text{ м}^3/\text{год}$. Схема аспіраційної системи наведена рис. 22.

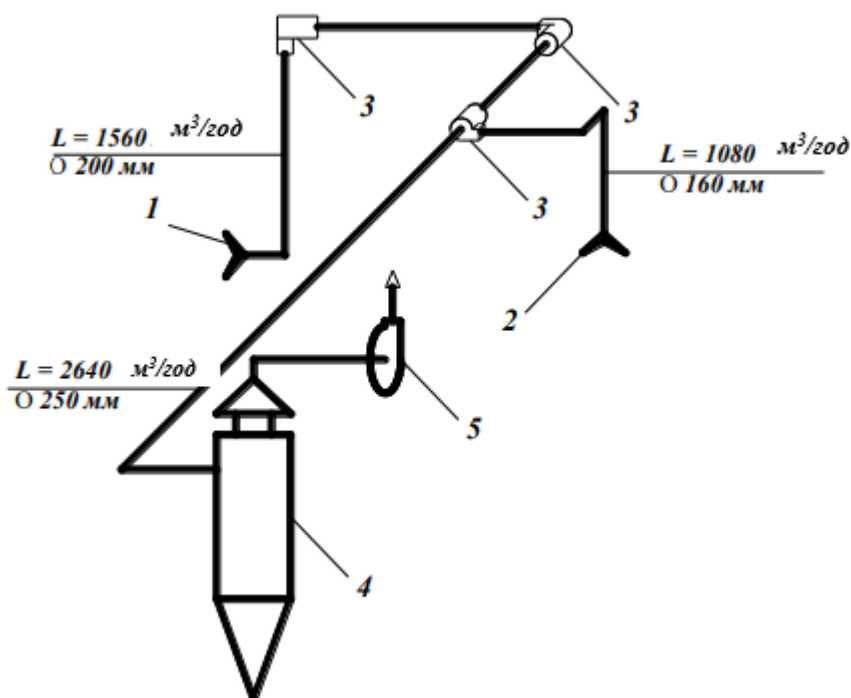


Рис. 22. Схема аспірації В1:

1 – місцевий відсмоктувач від стругального верстата; 2 – місцевий відсмоктувач від фрезерного верстата; 3 – тангенціальний відвід-закручувач; 4 – циклон Ц-400; 5 – вентилятор

При реконструкції системи стандартні відводи у місцях переходу вертикальних ділянок у горизонтальні замінені тангенціальними відводами-закручувачами.

На рис. 23 наведено залежності, що характеризують зміну протягом часу (t) сумарного об'єму пилогазової суміші (L), що відводиться від технологічного обладнання цеху, до та після встановлення відводів закручувачів.

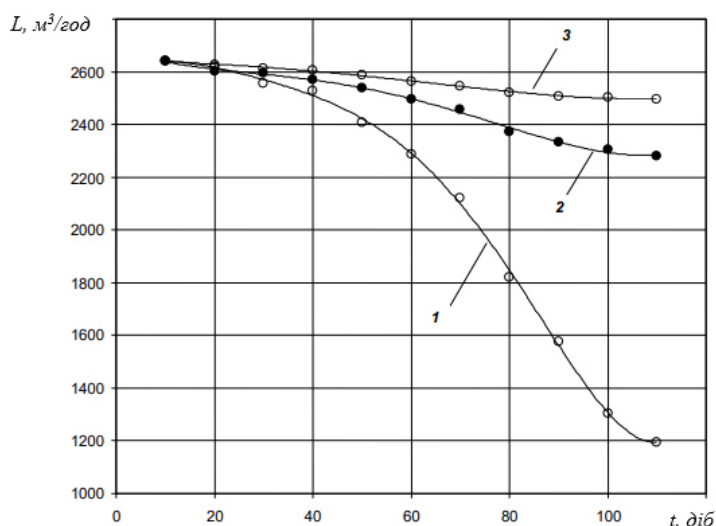


Рис. 23. Зміна витрати пилоповітряної суміші, що відводиться від обладнання: 1 – при використанні стандартних відводів; 2, 3 – при використанні відводів-закручувачів при значеннях інтегрального параметра $\Phi^*=0,8$ та $\Phi^*=1,1$ відповідно

Отримані дані свідчать про те, що через 40 дів роботи системи аспірації зі стандартними відводами зниження об'єму повітря, що переміщується системою, зменшується на 5,3 %, через 60 дів – 13 %, через 80 та 100 дів – вже 30 % та 51 % відповідно. При цьому відбувається підвищення запиленості повітря на робочих місцях верстатників (рис. 24).

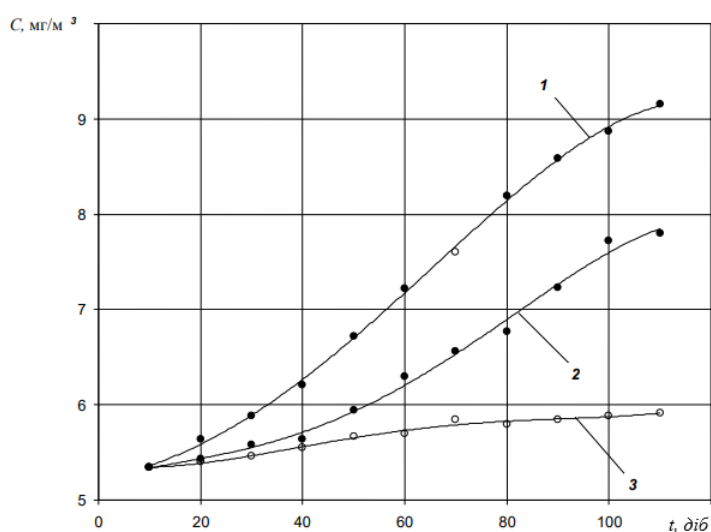


Рис. 24. Зміна концентрації пилу на робочих місцях верстатників: 1 – при використанні стандартних відводів; 2, 3 – при використанні відводів-закручувачів при значеннях інтегрального параметра $\Phi^*=0,8$ та $\Phi^*=1,1$ відповідно

Концентрація пилу, що відповідає номінальному об'єму відсмоктуваного від верстатів повітря становить $5,3 \text{ мг/м}^3$. За період роботи рівний 40 діб, ця величина збільшується до $6,3 \text{ мг/м}^3$, тобто перевищує $\text{ГДК}_{\text{рз}}$ (рис. 25).

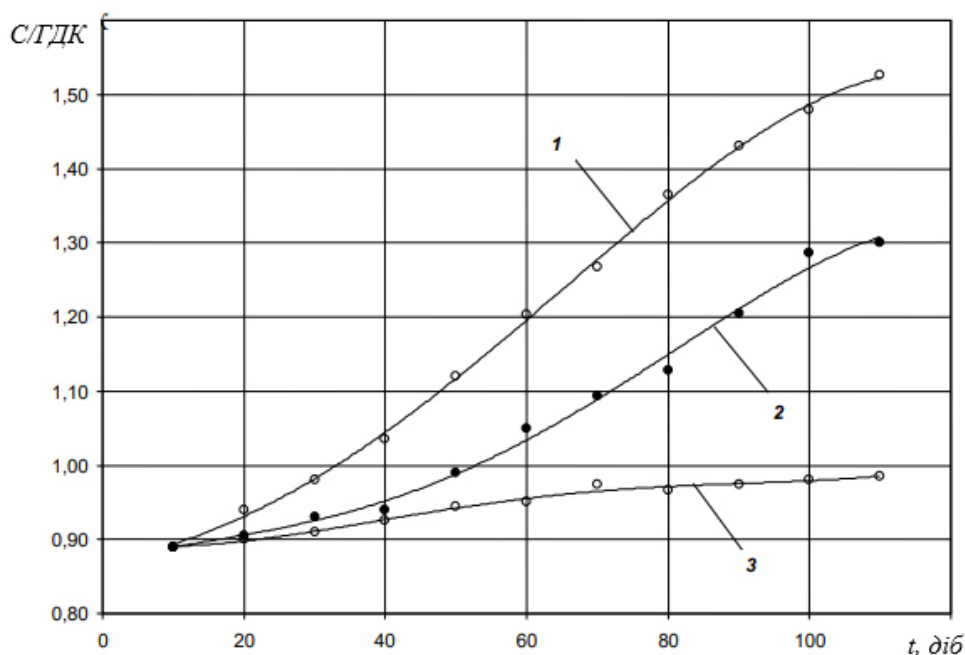


Рис. 25. Зміна відносної концентрації пилу у повітрі робочої зони залежно від тривалості проміжку між очищення мережі повітроводів аспіраційної системи:
1 – при використанні стандартних відводів; 2, 3 – при використанні відводів-закручувачів при значеннях інтегрального параметра $\Phi^*=0,8$ та $\Phi^*=1,1$ відповідно

Далі за відсутності періодичного очищення повітроводів значення концентрації пилу в повітрі робочої зони продовжує збільшуватись, і за період 100 робочих днів досягає значень $8,8 \text{ мг/м}^3$, що майже у півтора рази перевищує норматив $\text{ГДК}_{\text{рз}}$ (рис. 25). При встановленні тангенціальних відводів-закручувачів з параметром інтенсивності закрутки потоку $\Phi^*=0,8$ відбувається зниження темпу утворення пилових відкладень, про що свідчить більш плавна форма кривої 2 (рис. 23). У цьому випадку зниження об'єму переміщуваного по системі аспірації повітря становить: через 40 діб – 2 %, через 60 діб – 5,3 %, через 80 та 100 діб – 9,1 % та 16,7 % відповідно, тобто утворення пилових відкладень відбувається із меншою інтенсивністю. Відповідно після 100 робочих днів концентрація пилових частинок у повітрі робочої зони становить $7,7 \text{ мг/м}^3$, що відповідає $1,28 \text{ ГДК}_{\text{рз}}$ (рис. 24 і 25). Підвищення інтенсивності

закрутки потоку до значення $\Phi^* = 1,1$ дозволяє підтримувати близьку до номінальної продуктивність системи протягом усього періоду спостережень, про що свідчать дані наведені на рис. 23. При цьому знижуючись через 80 діб до значення 2450 м³/год, тобто всього на 7 %, витрата практично перестає зменшуватися, що дозволяє зробити висновок про достатню транспортабельну здатність потоку, що забезпечує надійне функціонування системи аспірації. Концентрація пилових частинок у повітрі робочої зони при цьому складає 5,8 мг/м³ що відповідає значенню 0,98 ГДК_{рз}.

Розробка конструкції апарату пилоочищення для систем аспірації. Для знепилення повітряного середовища виробничих приміщень застосовуються централізовані системи аспірації, ефективність та надійність роботи яких, як відомо, залежить від надійності встановлюваних у них апаратів пилоочищення. Проведений аналіз показав, що очищення викидів в атмосферу від пилу в цих системах здійснюється переважно у циклонах. Однак на деревообробних підприємствах, виділяється не тільки пил від обробки деревини, а й пил від механічної обробки металу, що має високі абразивні властивості, тобто у цьому випадку абразивний знос циклону може призвести до його відмови.

З іншого боку, у багатьох випадках на підприємстві у теплий період року на ділянці механічної обробки деревини організований приплив не здійснюється, і повітря надходить у приміщення через відкриті фрамуги вікон та ворота. Таким чином, запиленість атмосферного повітря на території підприємства матиме суттєвий вплив на концентрацію пилу у повітрі робочої зони. Зниження вмісту пилу в атмосферному повітрі також дозволить знизити витрати на організацію обробки повітря, що подається у виробничі приміщення під час здійснення організованого припливу.

Отже, ефективність апаратів пилоочищення в системах аспірації, що виносяться за межі цехів, опосередковано впливає на стан повітря робочої зони.

З огляду на це з метою забезпечення надійності роботи централізованих систем аспірації, зниження концентрації пилу в атмосферному повітрі на

території підприємства та з урахуванням отриманих даних про осідання та розподілення деревного пилю було запропоновано встановити на підприємстві «Песа» апарати пилоочищення на основі пиловловлювача із зустрічними закрученими потоками (ЗЗП) рис. 26.

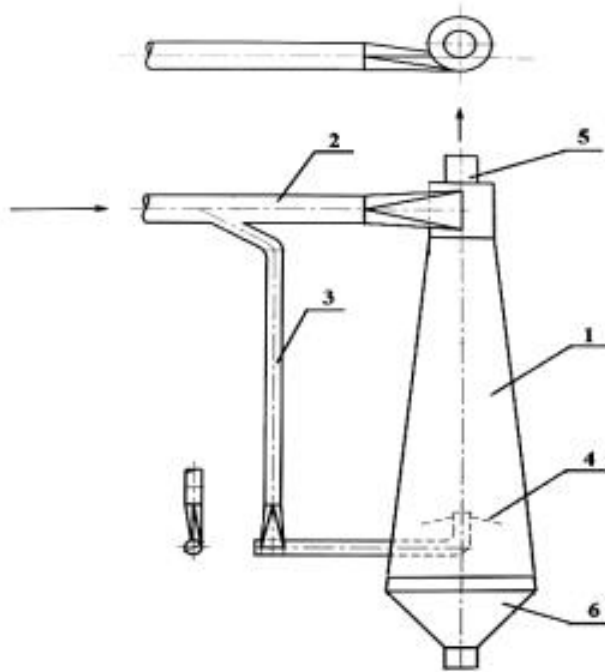


Рис. 26. Схема пиловловлювача ЗЗП з конічною формою сепараційної камери:

- 1 – корпус; 2 – верхній тангенціальний патрубок; 3 – нижній тангенціальний патрубок;
4 – відбійна конічна шайба; 5 – осьовий патрубок; 6 – пиловий бункер

Пилоуловлювач складається з корпусу з конічною сепараційною камерою, верхнього та нижнього тангенціальних патрубків введення очищеного газу, відбійної конусної шайби, осьового вихідного патрубку очищеного газу та пилового бункера. Для зниження абразивного зносу сепараційну камеру, пропонуваного апарату ЗЗП, виконано у формі зрізаного конуса (рис. 26) (Мадані, & Гаркович, 2018; Каспрук, Куц, & Ярош 2001; Козій, 2023). Всі елементи пиловловлювача виконані з листової сталі. Корпус з'єднується з осьовим вихідним патрубком та бункером за допомогою фланцевого з'єднання, що виключає підсмоктування повітря і вибивання пилю. З метою виключення захоплення та винесення осадженого пилю до вихлопної

труби в нижній частині корпусу сепараційної камери встановлено відбійну конічну шайбу.

Пилоуловлювач працює наступним чином: газ, що очищається через верхній та нижній тангенціальні патрубки закручується і надходить у корпус сепараційної камери. Під дією інерційних сил відбувається відділення пилових частинок та їх осадження у пиловий бункер. Очищений газ видаляється через осьовий патрубок.

Експериментальна оцінка ступеня зниження пилових викидів. Для дослідження можливості застосування циклону ЗЗП з метою зниження запиленості повітря робочої зони та викидів в атмосферу була використана експериментальна установка, схема якої наведено рис. 27.

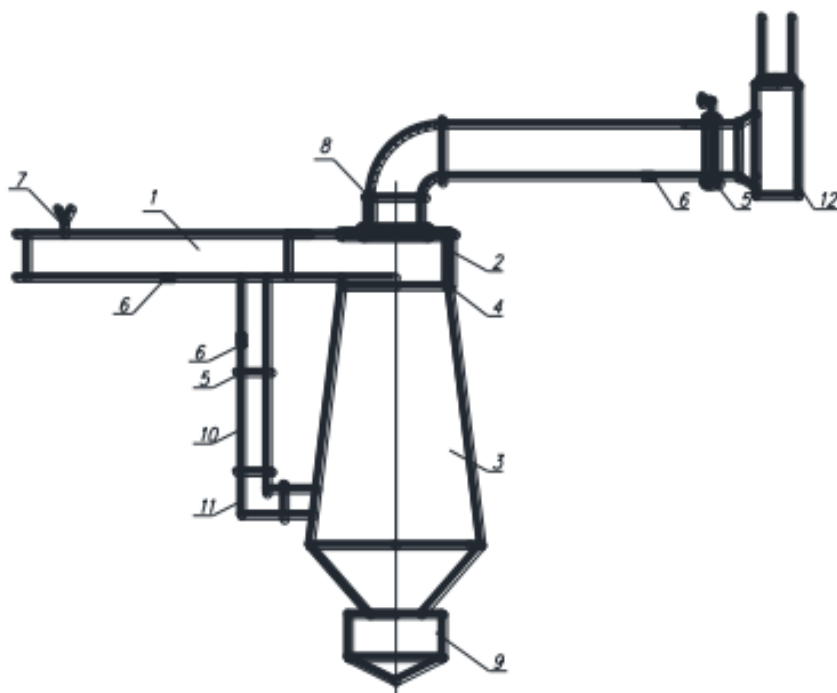


Рис. 27. Схема експериментальної установки:

- 1 – вхідний повітропровід; 2 – верхнє тангенціальне введення; 3 – сепараційна камера;
- 4 – фланцеве з’єднання; 5 – регулювальний шибер; 6 – вимірний штуцер;
- 7 – вузол приготування пилоповітряної суміші; 8 – патрубок очищеного газу;
- 9 – бункер уловленого пилу; 10 – вторинне введення потоку;
- 11 – тангенціальний закручувач вторинного введення; 12 – вентилятор

Основні елементи експериментальної установки: пиловловлювач ЗЗП з сепараційною камерою конічної форми, вузол приготування пилоповітряної суміші, вентилятор. Діаметр верхньої циліндричної частини апарату 200 мм, нижній діаметр сепараційної камери 320 мм, висота циліндричної частини 200 мм; висота конічної частини 500 мм.

Для регулювання витрати повітря, що подається на очищення, та співвідношення витрат пилоповітряної суміші у верхньому та нижньому вводах пиловловлювача використовуються шибери. Для проведення вимірів передбачені штуцери з кришками, що загвинчуються, на верхньому і нижньому повітроводах подачі повітря в апарат та на виході з нього.

Під час проведення експериментальних досліджень виміри проводилися за прийнятими методиками (Мадані, & Гаркович, 2018). Загальна витрата повітря в установці, співвідношення витрат пилогазової суміші у верхньому та нижньому вводах апарату пилоочищення, аеродинамічні характеристики визначалися за величиною тиску, що вимірюються в повітроводах за допомогою диференціального манометра testo 512 у поєднанні з трубкою Піто.

Експериментальні дослідження проводилися у два етапи. На першому етапі експерименту досліджувалась залежність проскоку пилу від витрати повітря, що надходить на очищення, та концентрації пилу в повітряному потоці, що подається на очищення. При цьому витримувалося співвідношення витрат, що подаються на нижній і верхній вводи, що дорівнює 0,27, тобто підтримувалося таке значення цієї величини, за якої забезпечується найбільша ефективність апаратів ЗЗП із традиційною циліндричною формою сепараційної камери (Каспрук, Куц, & Ярош 2001; Козій, 2023; Куц, Балабан, Чиж, & Ханик, 2010).

Результати досліджень щодо оцінки ступеня зниження запиленості повітря, що надходить в атмосферне повітря із систем знепилюючої вентиляції, при використанні циклону ЗЗП наведено у табл. 7, а також у вигляді графічних залежностей виду $\varepsilon = \varepsilon(L, c)$ на рис. 28.

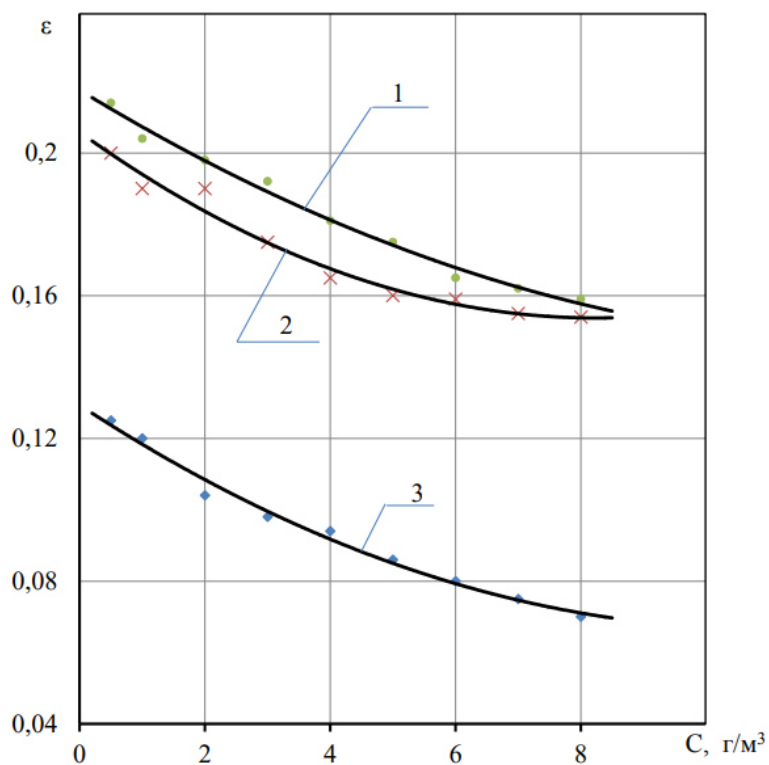


Рис. 28. Зміна проскоку для апарату ЗЗП з кінчною сепараційною камерою залежно від концентрації пилу при витраті повітря: 1 – 400 м³/год; 2 – 500 м³/год; 3 – 600 м³/год

Таблиця 7

Результати експериментальних досліджень

Витрата повітря, що подається в циклон L , м ³ /год	Концентрація пилу у повітрі, що подається до циклону C , г/м ³	Проскок ϵ
1	2	3
400	0,5	0,217
	1	0,208
	2	0,197
	3	0,192
	4	0,182
	5	0,174
	6	0,166
	7	0,161
500	8	0,158
	0,5	0,199
	1	0,192
	2	0,189
	3	0,174
	4	0,166
	5	0,159
	6	0,159
7	0,157	
	8	0,157

Продовження таблиці 7

1	2	3
600	0,5	0,126
	1	0,121
	2	0,112
	3	0,108
	4	0,094
	5	0,086
	6	0,080
	7	0,075
	8	0,069

Отримані результати показали, що, як і для пиловловлювачів ЗЗП з циліндричною сепараційною камерою, у разі виконання камери у вигляді усіченого конуса ефективність очищення підвищується зі збільшенням витрати і запиленості повітряного потоку, що подається на очищення.

На етапі експерименту визначалася залежність ступеня зниження пилових викидів від умовної швидкості та співвідношення витрат, що подаються на нижній і верхній вводи апарату. Отримані дані щодо визначення проскоку наведено у табл. 8.

Таблиця 8

Результати експериментальної оцінки проскоку в апараті ЗЗП із сепараційною камерою конічної форми

Витрата повітря, що подається в циклон, м ³ /год	Значення визначальних факторів		Проскок ε
	\bar{V}_y	K_n	
400	3,0	0,10	0,069
		0,25	0,058
		0,40	0,059
500	4,5	0,10	0,058
		0,25	0,048
		0,40	0,049
600	6,0	0,10	0,058
		0,25	0,050
		0,40	0,052

На рис. 29–31 представлені графічні залежності виду $\varepsilon = \varepsilon(\bar{V}_y, K_n)$ при різних значеннях витрати повітря, що подається на очищення в апарат, та

співвідношення витрат повітря, що подається в апарат через нижній та верхній вводи.

\bar{V}_y – умовна швидкість в пиловловлювачі, що визначається за виразом

$\bar{V}_y = L 3600(0,785D^2)$ (де D – діаметр циліндричної частини апарату);

$K_H = L_H/L_B$ – співвідношення витрат повітря, що подається в апарат через нижній та верхній вводи.

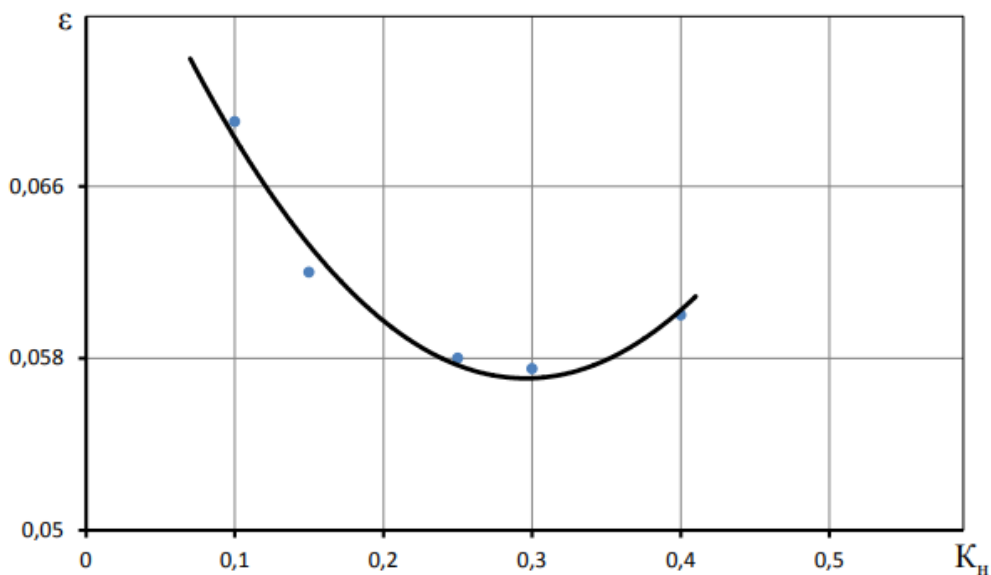


Рис. 29. Залежність проскоку від K_H при $\bar{V}_y = 3$ м/с

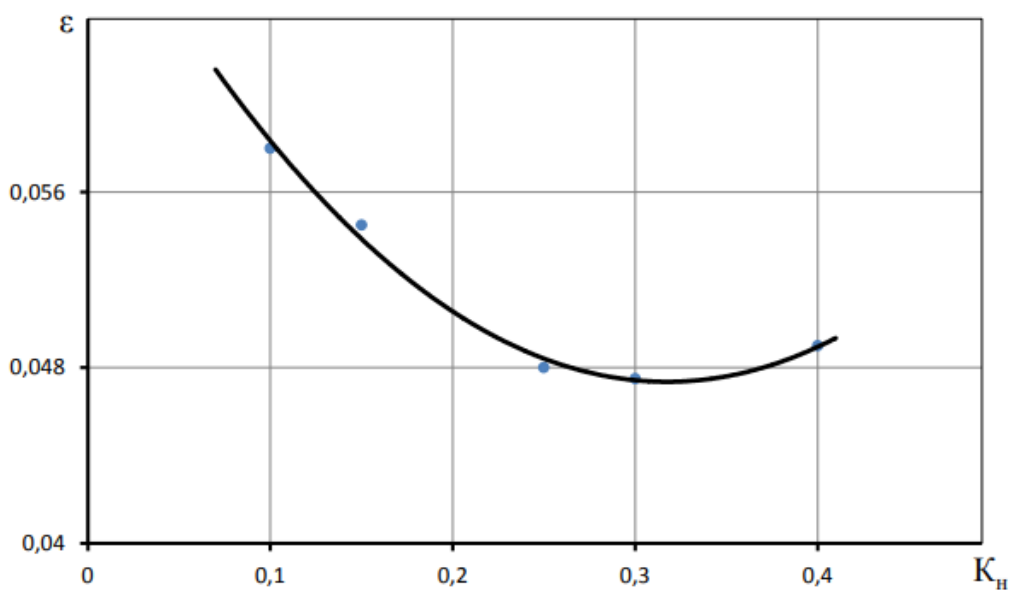


Рис. 30. Залежність проскоку від K_H при $\bar{V}_y = 4,5$ м/с

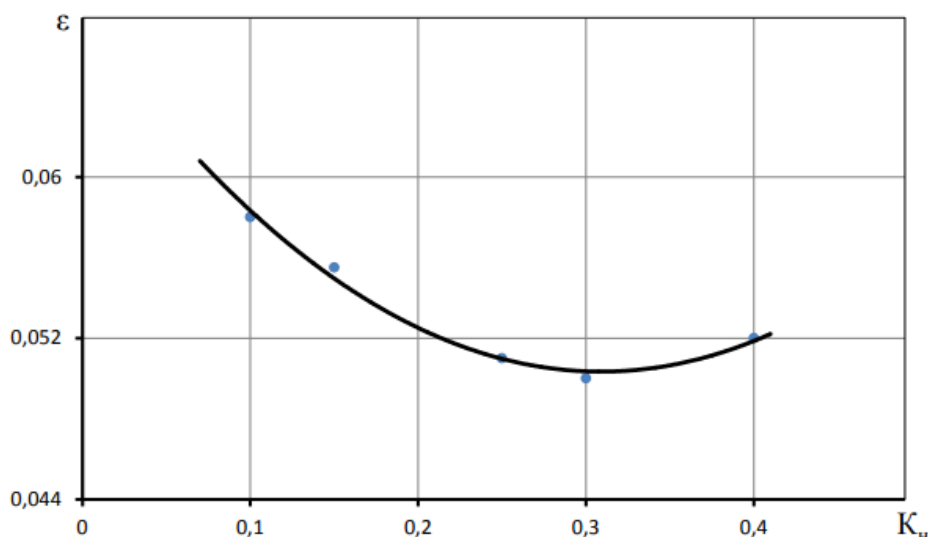


Рис. 31. Залежність проскоку від K_n при $\bar{V}_y = 6$ м/с

Аналіз отриманих даних показав, що найменший проскок пилу в вихровому пиловловлювачі ЗЗП із сепараційною камерою конічної форми досягається при співвідношенні витрат, що подаються на нижній та верхній входи апарата в межах $0,28 \leq K_n \leq 0,35$, тоді як для апаратів ЗЗП з сепараційною камерою традиційної циліндричної форми цей діапазон складає 0,25–0,3. При зменшенні величини K_n до значень менше 0,28 і зі збільшенням K_n вище 0,35 величина проскоку зростає.

Висновки

Робота присвячена вирішенню актуального завдання – забезпеченню безпечних умов праці за пиловим фактором на деревообробних підприємствах. За результатами виконаних досліджень можна зробити такі висновки:

1. Проведений аналіз показав, що до шкідливих виробничих факторів, дія яких можлива на працюючих на технологічних процесах деревообробних виробництв віднесено підвищену запиленість повітря робочої зони.

На основі результатів виконаних досліджень з оцінки пилової обстановки на підприємстві було виявлено, що запиленість повітря на робочих місцях перевищує встановлений норматив $\Gamma ДК_{рз}$ для пилу в середньому в 1,3–2,5 рази. При цьому найбільш несприятливі умови праці відзначаються на робочих

місцях верстатників шліфувально-стрічкових верстатів, де концентрація пилу досягає значень до $5,7 \text{ ГДК}_{\text{рз}}$.

2. Встановлено, що основною причиною запиленість повітря робочої зони є нестійкість роботи аспіраційних систем внаслідок невідповідності фактичних та проектних об'ємів повітря, що відсмоктується від аспірованого обладнання, обумовленого утворенням пилових відкладень на внутрішніх поверхнях горизонтально прокладених повітроводів, а також внаслідок відмов апаратів пилоочищення внаслідок забивання або абразивного зношування.

3. На основі результатів експериментальних досліджень процесів поширення та осідання пилу у виробничих приміщеннях:

– встановлено, що для пилу, що утворюється під час деревообробки, незалежно від породи деревини, зміна запиленості повітря робочої зони та щільності пилоосідання в виробничих приміщеннях на різних відстанях від джерел пиловиділення підпорядковується експоненційному закону;

– отримані експериментальні залежності, що характеризують ці зміни залежно від виду виконуваної технологічної операції.

4. Для забезпечення надійності систем аспірації, призначених для знепилювання повітря робочої зони, запропоновано використання відводів-закручувачів, що створюють закручені потоки, які характеризуються підвищеною здатністю приводити в рух та переносити пилові частинки. Таке рішення дозволило покращити умови переміщення пилоподібних матеріалів та запобігати утворенню пилових відкладень у повітроводах у процесі роботи аспіраційної системи. За результатами дослідно-промислових випробувань встановлена величина параметра інтенсивності закрутки потоку, при якій практично забезпечується незмінність об'ємів повітря, що відсмоктується від аспірованого обладнання та їх відповідність необхідним значенням.

5. Для забезпечення надійності систем аспірації та зниження запиленості повітря у вентиляційних викидах до атмосфери запропоновано використовувати пиловловлювач із зустрічними закрученими потоками (ЗЗП) з кінцевою сепараційною камерою.

Отримано значення проскоку в апараті з ЗЗП. Встановлено, що найменший проскок пилу в вихровому пиловловлювачі ЗЗП досягається при співвідношенні витрат, що подаються на нижній та верхній входи апарата в межах $0,28 \leq K_H \leq 0$.

Список літератури

- Hazir, E., & Кос, К. Н. (2019). Optimization of wood machining parameters in CNC routers: Taguchi orthogonal array-based simulated angling algorithm. *Maderas-Ciencia y Tecnología*, 21, 493–510. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2019005000406>
- Kminiak, R., Kucerka, M., Kristak, L., & Reh, R. (2021). Granulometric characterization of wood dust emission from CNC machining of natural wood and medium density fiberboard. *Forests*, 12(8), 1039–1052. <https://doi.org/10.3390/f12081039>
- Matrat, M. (2019). Occupational exposure to wood dust and risk of lung cancer: The ICARE study. *Occupational and Environmental Medicine*, 76(12), 901–907. <https://doi.org/10.1136/oemed-2019-105802>
- Nasir, V., & Cool, J. (2020). A review on wood machining: Characterization, optimization, and monitoring of the sawing process. *Wood Material Science & Engineering*, 15(1), 1–16. <https://doi.org/10.1080/17480272.2018.1465465>
- Ockajová, A., Kucerka, M., Kminiak, R., & Krišt'ák, L'. (2020). Occupational exposure to dust produced when milling thermally modified wood. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1478–1493. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051478>
- Батлук, В. А., Василів, Р. М., & Стець, Р. Є. (2012). Підвищення ефективності вловлення дрібнодисперсних фракцій пилу в системах очистки повітря від пилу деревообробних підприємств. *Промислова гідравліка і пневматика*, 4, 43–49.
- Бехта, П. А. (2003). *Технологія деревинних композиційних матеріалів*. Київ: Основа.

- Боженко, М. Ф. (2019). *Системи опалення, вентиляції і кондиціонування повітря будівель*. Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського.
- Дадак, Ю. Р., & Ляшеник, А. В. (2016). Чинники комплексного вирішення питання екологічної ефективності процесів знепилення на деревообробних підприємствах. *Науковий вісник НЛТУ України*, 26(7), 277–284.
- Жуковський, С. С., Возняк, О. Т., Довбуш, О. М., & Люльчак, З. С. (2007). *Вентиляція приміщень*. Львів: Національний університет «Львівська політехніка».
- Каспрук, В. Б., Куц, В. П., & Ярош, Я. Д. (2001). Підвищення ефективності очистки в жалюзійно-вихрових пиловловлювачах. *Промислова гідравліка і пневматика*, 2(8), 74–76.
- Козій, І. С., Рой, І. О., Яхненко, О. М., & Пономаренко, Р. В. (2021). Математично-статистичне дослідження впливу дрібнодисперсних твердих забруднюючих речовин на здоров'я людини. *Техногенно-екологічна безпека*, 10, 23–27.
- Козій, І. С. (2023). Наукові основи системного підходу до зниження техногенного навантаження від промислових викидів на довкілля. (Дис. докт. техн. наук). Сумський державний університет, Суми.
- Кривенко, П. В., Пушкарьова, К. К., Барановський, В. Б., & Кочевих, М. О. (2012). *Будівельне матеріалознавство*. Київ: Ліра-К.
- Куц, В. П., Балабан, С. М., Чиж, В. М., & Ханик, Я. М. (2010). Спосіб очистки газів від тонковолокнистого пилу. *Наукові праці ОНАХТ*, 37, 281–284.
- Мадані, М. М. (2022). Зниження запиленості повітря робочої зони на деревообробних підприємствах. *Техногенно-екологічна безпека*, 11, 68–73. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.1.10>
- Мадані, М. М., & Гаркович, О. Л. (2018). *Техніка та технології очистки газових викидів*. Одеса: ОНАХТ «Академія».
- Наказ Міністерства охорони здоров'я України №30 від 23.02.2000. (2000). Про затвердження списків і введення в дію гігієнічних регламентів шкідливих

речовин у повітрі робочої зони і атмосферному повітрі населених місць.

Retrieved from: <https://zakon.rada.gov.ua/>

Правила охорони праці в деревообробній промисловості. НПАОП 20.0-1.02:2005. (2013). Київ: Держстандарт України.

Ратушняк, Г. С. (2002). *Теоретичні основи технології очищення газових викидів*. Вінниця: ВДТУ.

Система стандартів безпеки праці. Настанова щодо визначення небезпечних і шкідливих факторів та захисту від їх впливу при виробництві будівельних матеріалів і виробів та їх використанні в процесі зведення та експлуатації об'єктів будівництва. ДСТУ-Н Б А.3.2-1:2007. (2008). Київ: Держстандарт України.

Старик, В. (2007). Використання відходів деревообробної промисловості у будівельній галузі. *Природничі та гуманітарні науки. Актуальні питання*, матеріали X студент. наук.-техн. конф., Київ.

МОНІТОРИНГ НІТРАТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДЖЕРЕЛЬНОЇ ВОДИ

Криховець О.В., Національний університет «Львівська політехніка», к.х.н.,
доцент, доцент кафедри МТ, Україна

Abstract

The state of health of the population depends on the quality of drinking water, therefore, to provide people with benign drinking water, systematic monitoring of water quality indicators, condition of underground and surface water supply sources, expansion of possibilities and water supply sources. The main Sustainable Development Goals include the ability of people to access clean water and proper sanitary conditions, efficient use of water resources. The issue of high-quality water supply acquires special relevance during military operations on a large territory of our country, which has already led to the loss of almost 25% of water sources. The study of water quality indicators is necessary to establish the possibility of using water as a source. In particular, contamination of drinking water with nitrates can have a negative impact on human health. Most often, nitrate pollution is characteristic of wells and surface springs. Individual chemical indicators of water quality were determined at the source of the Vynnykovsky forest park. Indicators of the total mineralization of water of four sources during the year are within 298 -364 mg/dm³, they are within the normal range. and characterizing the water as low mineralized. Minor seasonal fluctuations in nitrate content in spring water were found: from 16.0 to 40.9 mg/dm³ Slightly higher values of nitrate pollution were recorded in spring and autumn. The obtained indicators do not exceed the permissible normative values. For a full assessment of the water quality of the sources of the Vinnikovsky forest park, a study of biological indicators of water quality.

Вступ

Якщо говорити про сучасні виклики для людства, то питання забезпечення населення якісною питною водою є актуальним і нагальним. З

метою забезпечення людей якісною питною водою Європейський Союз прийняв зміни до Директиви про питну воду (грудень 2020 р.). Застосування оновлених стандартів якості води дозволить створити додаткові чинники для захисту здоров'я людей. Ці зміни забезпечать покращення санітарного стану, боротьбу з проблемними забруднювачами, контроль за очисткою води від токсичних сполук, вмісту мікропластику, та інших забруднень. Доступ до чистої води, ефективне використання водних ресурсів належать до основних Цілей сталого розвитку. У 2023 році під егідою ООН відбулась Конференція «Вода для сталого розвитку». Основні акценти даної конференції зосереджені на проблемах ефективного та ощадного використання водних ресурсів, забрудненості води та пошукові шляхів вирішення світової водної кризи. Під час Конференції ухвалена Водну програму дій, що передбачає шляхи подолання водної кризи та ефективного управління водними ресурсами.

Стан водних ресурсів нашої країни, зокрема питних вод, не найкращі (Картосхема, 2006). Україна належить до групи країн з обмеженими запасами води. Наша країна є однією із найменш забезпечених водою країн в Європі з розрахунку на душу населення (Держводагентство, 2021). Внаслідок змін клімату галузь водного водні ресурси України можуть зазнати значних змін через можливе суттєве зниження стоку великих річок України. Зміна клімату відображається також на стані підземних вод, що зумовлено значним зменшенням інфільтраційного живлення внаслідок зростання сумарного випаровування води. Та особливої ваги набуває питання забезпечення населення якісною питною водою в умовах сучасного воєнного стану. Тривалі військові дії на значній території нашої країни призвели до втрати майже 25% джерел водопостачання. Найбільш доступними і надійними джерелами прісної води є підземні води. Але на значній території нової держави як джерела питного водопостачання використовується належно очищена вода поверхневих водних об'єктів. Саме поверхневі води найбільше потерпають від антропогенного навантаження, зокрема і військових дій. Тому якість поверхневої води не відповідає вимогам чинного санітарного законодавства,

зокрема прийнятим у 2024 році Державними санітарними нормами і правилами «Показники безпечності та окремі показники якості питної води в умовах воєнного стану та надзвичайних ситуаціях іншого характеру» та Державними санітарними нормами та правилами «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) . Не менш важливим буде питання забезпечення водними ресурсами в час майбутнього відновлення країни.

Вода відіграє величезну роль у житті кожної людини зокрема та економічному розвитку суспільства в цілому. Основні вимоги до якості води, які визначають її придатність до використання — це чистота, прозорість, відсутність неприємного смаку та запаху, наявність необхідних мінеральних компонентів в оптимальній концентрації та відсутність шкідливих домішок. Якісна за фізіологічними показниками і придатна до використання вода повинна відповідати фізичним і хімічним характеристикам відповідно до норм Міжнародної організації здоров'я.

Антропогенне навантаження на водні ресурси зростає з кожним роком. Забруднень зазнають як поверхневі так і підземні води. Серед поширених забруднень таких джерел питної води як колодязі та поверхневі джерела часто спостерігається нітратне забруднення. Основними причинами потрапляння нітратів у воду є використання у сільському господарстві значної, інколи понаднормової, кількості добрив та пестицидів. Оскільки солі нітратної кислоти добре розчиняються у воді, вони не затримуючись в ґрунті і потрапляють у поверхневі шари води. Відбувається забруднення розчиненими нітратами поверхневих вод на значній території. Погане очищення стічних вод промислових підприємств та міської каналізації є чинником потрапляння нітратів у водні ресурси. Інтенсивне тваринництво на великих фермах, діяльність цехів переробки м'ясопродукції не завжди забезпечені надійним зберігання відходів та належною очисткою стічних вод. Внаслідок цього досить часто відбувається значне забруднення нітратами річок, озер, водосховищ, а також колодязів та неглибоких свердловин. У воді значної частини колодязів на

території України фіксують підвищений рівень вмісту нітратів. Забруднена нітратами вода прозора і має досить приємний смак без жодних присмаків. Але така вода може завдати значної шкоди для здоров'я людей, зумовлюючи порушення роботи нервової системи, шлунково-кишкового тракту, особливо у дітей. Важким наслідком споживання забрудненої нітратами води є утворення метгемоглобіну. Він утворюється при окисненні нітрат-йонами гемоглобіну в еритроцитах. Внаслідок чого порушується транспортування кисню до тканин організму. Внаслідок споживання забрудненої нітратами води можуть відбуватись порушення роботи центральної нервової системи, органів травлення, ферментного синтезу. Згідно вітчизняних стандартів, концентрація нітратів у питній воді не повинна перевищувати 50,0 мг/дм³ для водопровідної і криничної води і 10,0 мг/дм³ для фасованої води.

Результати проведених у 2013 році досліджень хімічних та біологічних показників якості води природних джерел міста Львова показують на забрудненість води даних джерел і відхилення від норм якості для питної води. Лише вода з трьох джерел, а саме у Брюховичах (вул. Львівська, 2), Раковці Львів і на Погулянці Львова, відповідає чинним показникам якості води (Лотоцька-Дудик, 2013). Тому, відповідно, вода цих джерел є придатною для споживання людей. Вода решти джерел Львова не може використовуватись для пиття. Проведені пізніше лабораторні дослідження якості води більшості природних джерел, воду з яких використовують мешканці Львова, суттєво не відрізняються. У серпні 2018 року фахівці Львівського міського відділу ДУ «Львівський обласний лабораторний центр МОЗ України» провели перевірку якості води у джерелах Львова на відповідність вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Відібрано і проведено аналіз 11 проб води на визначення санітарно-мікробіологічних, хімічних і паразитологічних показників. Фахівцями встановлено, що всі проби води не відповідають вимогам санітарних норм та правил за санітарно-хімічними показниками та санітарно-мікробіологічними показниками (Стан якості води з природних джерел м. Львова, 2018).

Аналіз хімічного складу води популярних джерел Львівщини, воду з яких мешканці Львівської області використовуються як альтернативу водопровідній воді, показує забрудненість води більшості природних джерел. У 1018 році проведено дослідження якості води 20 джерел, розташованих у Львівській області: з них 5 джерел у Львові та 15 джерел у восьми районах області. Встановлено, що для питтєвих потреб можна використовувати воду лише восьми джерел, які розташовані у Львівській області - Раковець, Хватів, Плугів, Хоросно, П'ятничани, Урич, Меденичі та Криниця. Джерельна вода з Високого Замку М. Львова, Млинків та Верблян без водопідготовки непридатна до щоденного вживання. Відхилення зафіксовано у якості води джерел Давидова, які є досить популярними у львів'ян і жителів Давидівської громади. Найкращі показники якості води визначено для проб води, відібраних у джерелах Хватова та Меденич. Ця вода є якісною за нормативним та фізіологічним параметрами повноцінності (Пилипович, 2018). Проведені нами дослідження хімічних показників якості води джерел Перемишлянської територіальної громади Львівської області показують, джерельна вода має невелику мінералізацію, середнє значення загальної жорсткості і малий вміст нітратів. Значення хімічних показників якості води знаходяться в межах, рекомендованих ДСанПіН 2.2.4-171-10 для безпечної питної води (Репета, 2024).

Оскільки природні джерела Львова та околиць міста не є об'єктами нагляду Держпродспоживслужби, систематичні лабораторні дослідження якості води в них не проводяться, лише вибіркові аналізи.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується дана робота. Зважаючи на важливість визначення якості води природних джерел, обмежені запаси води в Україні і необхідність доступу населення до якісних водних ресурсів, відсутність в літературі результатів дослідження якості води даних джерел Винниківського лісопарку, актуальним є моніторинг хімічного складу джерельної води, зокрема вмісту нітратів.

Метою нашого дослідження є визначення загальної мінералізації і вмісту нітратів у воді природних джерел Винниківського лісопарку, моніторинг зміни цих показників і їх відповідність вимогам нормативних документів.

Методи досліджень

Проби води із чотирьох джерел Винниківського лісопарку відбиралися протягом чотирьох сезонів року. Відбір проб і визначення хімічних показників якості води виконувались згідно діючих нормативних документів (ДСТУ ISO 5667-6:2009, 2009; ДСТУ ISO 5667-2:2003, 2003). Отримані результати порівнювали із нормативами, зазначеними у ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Визначення кислотності і загальної мінералізації використовували прилад EZ-9908 (Китай). Визначення концентрації нітрат-йонів у воді проводили приладом Нітратомір Н-405 (Україна).

Виклад основного матеріалу

З метою моніторингу нітратного забруднення води для аналізу протягом року відбирались проби води із чотирьох джерел Винниківського лісопарку. У відібраних в кожен сезон року зразках джерельної води визначали кислотність (водневий показник), загальну мінералізацію і вміст нітратів. У всіх пробах вода є повністю прозорою, безбарвною рідиною, без запаху і мутності.

Водневий показник, або рН, показує кислотність води, яка може бути зумовлена розчиненими кислотами, і визначається концентрацією Гідроген-йонів у воді. Згідно з Державними санітарними нормами та правилами «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10), нормальний рівень рН питної води повинен знаходитись в межах 6,5 - 8,5. Експериментально визначені значення рН досліджуваних проб джерельної води знаходяться в межах 7,32 – 7,58, що дозволяє характеризувати як дуже слабо лужну воду (табл.1).

Визначення мінералізації води показує загальний вміст розчинених солей. Згідно Європейських норм, загальна мінералізація питної води не повинна перевищувати 1000 мг/л (Directive (EU) 2020/2184, 2020). Національні вимоги встановлюють показники загальної мінералізації 200-600 мг/л для питної води. При цьому смак води вважається добрим.

Таблиця 1

Хімічні показники якості води джерел Винниківського лісопарку

Показник	Допустимий показник	Джерело 1	Джерело 2	Джерело 3	Джерело 4
рН	6,5-8,5	7,35	7,32	7,42	7,32
		7,37	7,40	7,47	7,53
		7,40	7,38	7,42	7,38
		7,58	7,54	7,64	7,32
Загальна мінералізація, мг/дм ³	200-600	312	307	298	352
		316	309	302	362
		320	332	310	358
		322	359	313	364
Загальна жорсткість, ммоль/дм ³	≤7,0-10,0	9,2	9,2	9,3	9,1
		9,3	9,4	9,5	9,3
Вміст нітратів, мг/дм ³	≤50	24,1	16,0	28,2	30,1
		34,0	36,9	38,9	40,9
		20,1	18,1	22,9	23,7
		25,5	18,8	31,1	28,4

Серед досліджуваних зразків джерельної води найменш мінералізованою є вода з джерела № 3 – мінералізація протягом року знаходиться в межах 298 -313 мг/дм³. Найвище значення мінералізації в пробах води з джерела № 4 – 352-364 мг/дм³ (табл.1).

Показники загальної мінералізації води всіх чотирьох джерел протягом року не перевищують нормативні значення і характеризують воду як низько мінералізовану.

Загальна жорсткість води зумовлюється наявністю у воді розчинених солей Кальцію і Магнію. Загальну жорсткість визначали титриметричним методом аналізу. Проби джерельної води титрували розчином трилону Б в

присутності індикатора еріохрому чорного, рН~10, амонійний буферний розчин. Загальна жорсткість визначалась два рази на рік - весною і восени. Значення величини загальної жорсткості досліджуваної джерельної води знаходилися в межах 9,0 – 9,5 ммоль/дм³. Найбільша загальна жорсткість проб води з джерел №1 і №3. Воду з загальною жорсткістю менше 2 ммоль/дм³ прийнято вважати м'якою, загальною жорсткістю від 2 ммоль/дм³ до 10 ммоль/дм³ – середньої жорсткості і більше 10 ммоль/дм³ – твердою. Отже, аналіз проб води з усіх досліджуваних джерел свідчить, що вода в них середньої жорсткості і відповідає, згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10, допустимим значенням для питної води

Дослідження вмісту нітратів у воді джерел Винниківського лісництва показав незначне коливання визначуваних показників в залежності від сезону року (рис. 1). При загальній мінералізації в межах 300- 370 мг/дм³ у пробах води чотирьох джерел визначено вміст нітратів від 16 мг/дм³ до 23 мг/дм³ у літні місяці року. Дещо вищі значення нітратного забруднення зафіксовані весною і восени - від 18,8 мг/дм³ до 40,9 мг/дм³. Згідно результатів дослідження, проби води з джерела №4 характеризуються дещо вищим у порівнянні з іншими джерелами вмістом нітратів - до 40,9 мг/дм³.

В цілому, вміст нітратів у воді чотирьох джерел Винниківського лісопарку досить високий, хоча і не перевищує допустимих нормативних значень. Така присутність нітратів обумовлена як природними процесами кругообігу Нітрогену в природі при розкладанні мікроорганізмами білків тваринного і рослинного походження, так і антропогенним впливом – сусідством з житловим масивом Личаківського району міста Львова.

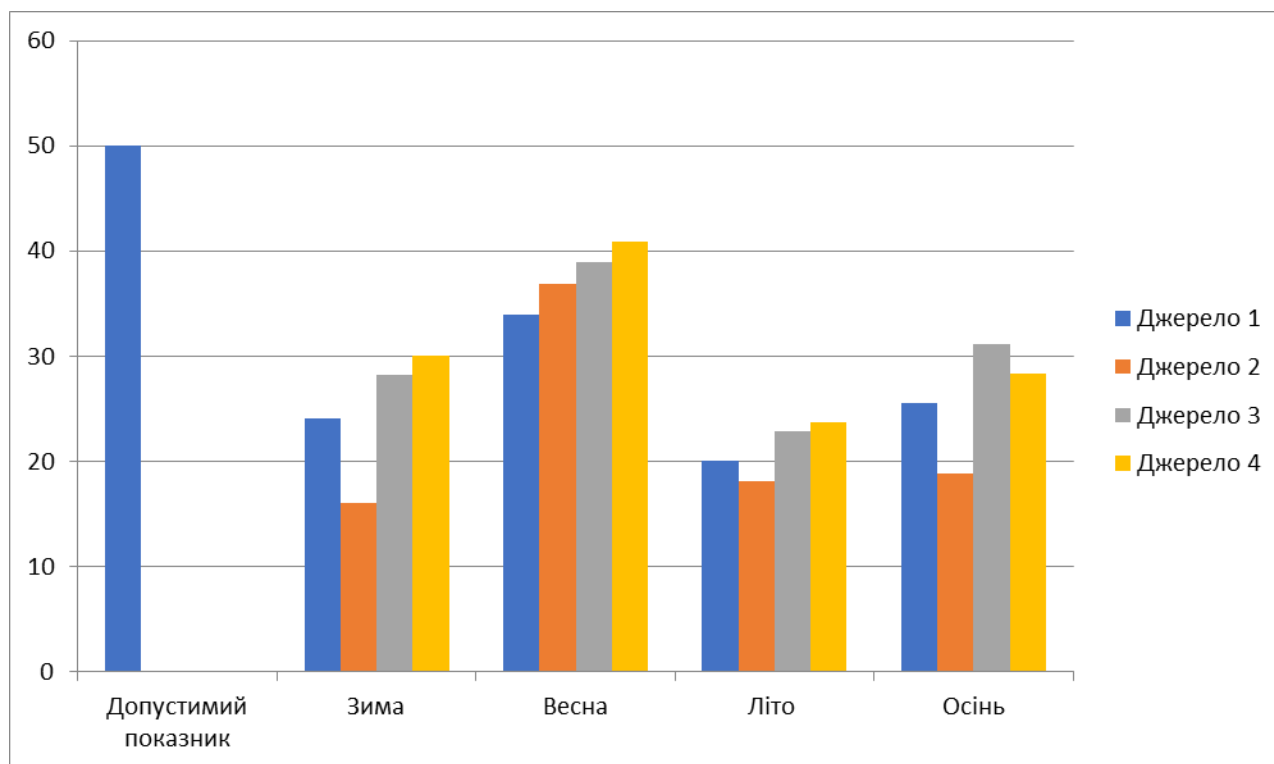


Рис. 1. Діаграма вмісту нітратів у воді джерел Винниківського лісництва

Воду досліджуваних джерел Винниківського лісопарку досить часто жителі прилеглих вулиць Личаківського району використовують як питну. Хоча показник вмісту нітратів у воді всіх чотирьох джерел Винниківського лісопарку не перевищує норми, та досить висока загальна жорсткість і можливість біологічного забруднення не дозволяють рекомендувати воду цих джерел для питтєвих потреб.

В цілому, результати проведеного аналізу води чотирьох джерел Винниківського лісопарку узгоджуються з даними щодо екологічної ситуації та стану питних вод в Україні, згідно з якими повітря і ґрунти території, на якій знаходяться джерела води, оцінюються як «умовно чисті» (Картосхема, 2006).

Оскільки мешканці прилеглих до лісу вулиць часто використовують воду цих джерел лісопаркової зони як альтернативу водопровідній воді, моніторинг хімічних показників якості джерельної води є необхідним. Для комплексної оцінки якості води даних джерел необхідні ширші дослідження, зокрема санітарно-мікробіологічних, паразитологічних показників якості води. Це дозволить більш повно обґрунтувати можливість використання води джерел,

розташованих неподалік Львова у Винниківському лісопарку, для споживчих потреб.

Висновки

1. Дослідження якості води потенційних джерел водопостачання є необхідною складовою для забезпечення сталого управління водними ресурсами, розширення можливостей використання води природних джерел, що знаходяться на «умовно чистих» з екологічної точки зору територіях.

2. Для моніторингу таких хімічних показників якості води як загальна мінералізація, вміст нітратів, водневий показник і загальна жорсткість проводили відбір проб води з чотирьох джерел Винниківського лісопарку.

3. Встановлено, що вміст нітратів у воді джерел Винниківського лісопарку знаходиться в межах нітратів від 18 до 40,9 мг/дм³ і не перевищує допустимих нормативних значень. Коливання визначуваних показників в залежності від сезону року незначне і може бути зумовлене природними процесами кругообігу Нітрогену в природі.

4. Для повної оцінки якості води джерел Винниківського лісопарку необхідне проведення більш повного дослідження хімічних та біологічних показників якості води.

5. Важливим завданням сьогодення є збереження чистоти поверхневих та підземних джерел водопостачання, адаптація до зміни клімату, запобігання втраті обсягів та якості водних ресурсів.

Список літератури

Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption.

(2020). Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>

Press Release: Historic UN conference marks watershed moment to tackle global water crisis and ensure water-secure future. (2023). Sustainable Development Goals. Retrieved from

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2023/03/press-release-historic-un-conference-marks-watershed-moment-to-tackle-global-water-crisis-and-ensure-water-secure-future>

Water Resources of the World. (2024). Ecology Center. Retrieved from <https://www.ecologycenter.us/population-dynamics-2/water-resources-of-the-world.html>

Брановський, М. В., Чорненький, В. М., & Нагурський, О. А. (2024). Основні причини нітратного забруднення джерел питної води та заходи їх захисту. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища, енергоощадність, збалансоване природокористування. IX міжнародний молодіжний конгрес*, Київ: Яроченко Я. В., 246.

Водний кодекс України: Кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/go/213/95-%D0%B2%D1%80>

Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною (ДСанПіН 2.2.4-171-10): Наказ МОЗ України від 12.05.2010 № 400. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0452-10>

Держводагентство. (2021). Україна має хороший потенціал, щоб адаптуватися до викликів, які виникають у зв'язку зі змінами клімату. Retrieved from <https://www.kmu.gov.ua/news/ukrayina-maye-horoshij-potencial-shchobadaptuvatisya-do-viklikiv-yaki-vinikayut-u-zvyazku-zi-zminami-klimatuderzhvodagentstvo>

ДСТУ ISO 5667-6:2009. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків. Київ: УкрНДІЕП.

ДСТУ ISO 6059:2003. Якість води. Визначання сумарного вмісту кальцію та магнію. Титрометричний метод із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти. Київ: УкрНДІЕП.

Екологічна ситуація та стан питних вод в Україні. (2006). УДНДІ «Укрводгео». Retrieved from <https://www.ecoleague.net/diialnist/vydannia-vel/ekolohichni-karty/ekolohichna-sytuatsiia-ta-stan-pytnykh-vod-ukrainy>

- Лотоцька-Дудик, У., Крупка, Н., Галай, О., & Станько, О. (2013). Гігієнічна оцінка якості води джерел м. Львова. *Environment & Health*, 2, 60–62.
- Пилипович, О. (2018). Оцінка санітарно-хімічних показників безпечності та якості води популярних джерел різних геоструктурних зон Львівщини. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 4(51), 87–102.
- Погляд в майбутнє: водні ресурси, зміни клімату та гідроенергетика. (2020). Retrieved from https://www.uhe.gov.ua/media_tsentrvnovyny/poglyad-vmaybutne-vodni-resursi-zmini-klimatu-ta-gidroenergetika
- Показники безпечності та окремі показники якості питної води в умовах воєнного стану та надзвичайних ситуаціях іншого характеру: Наказ МОЗ України від 22.04.2022 № 683. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0564-22>
- Репета, В. Б., Криховець, О. В., & Кукура, В. В. (2024). Оцінка хімічних показників якості води джерел Перемишлянщини. *Екологічні науки*, 1(52), 2, 37–40.
- Римар, О. А., Гордієнко, Т. І., & Сидорук. (2021). Оцінка якості питної води за деякими санітарно-хімічними показниками. *VIII Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology2021), Наукові роботи каф. ЕХТЗД*, 654.
- Стан якості води з природних джерел м. Львова. (2018). Retrieved from <https://lvivdpss.gov.ua/stan-yakosti-vody-z-pryrodnyh-dzherel-m-lvova/>

ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ, ЕКОЛОГІЧНОЇ ТА ЕКОНОМІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВЕЛИКОМАСШТАБНОГО ВИРОБНИЦТВА НИЗЬКОВУГЛЕЦЕВОГО ВОДНЮ В УКРАЇНІ

Уланов М.М., Інститут технічної теплофізики НАН України, к.т.н., с.н.с.,
Україна

Abstract

In recent years, research on hydrogen use, production methods, and economics has increased as countries have begun attempting to reduce their carbon footprints. As a source of energy, hydrogen provides flexible electricity consumption, with the possibility of using the existing capacities of operating units of nuclear power plants (NPPs). Hydrogen could also be used to shift electricity demand to off-peak hours, acting as a large-scale demand response or energy storage medium.

These nuclear integrated energy systems could provide economic benefits to NPPs. Competing with cheap fossil resources and declining renewable energy costs has left NPPs at an economic disadvantage. Low-carbon hydrogen production allows NPPs to diversify their revenue streams and has potential to increase NPP profitability. The introduction of hydrogen production near the existing typical power unit with a reactor capacity of 1000 MW_(e) will allow to increase the production volume by 4,3 times, and the net income by 2,8 times compared to the production of electric energy.

Вступ

На атомних електростанціях здійснюється низьковуглецеве виробництво електроенергії та тепла, що відкриває можливості для декарбонізації секторів (крім електрогенерації), у яких складно досягти скорочення вуглецевих викидів. Потенційні неенергетичні сфери застосування атомної енергії включають виробництво водню, технологічне тепло для промислових потреб, теплопостачання, опріснення морської води, виробництво синтетичного палива

і хімічних речовин, охолодження і холодильну техніку, а також когенерацію (Szilard, Sharpe, Kee, Davis, & Grecheck, 2017). Діючі реактори продемонстрували можливість використання для виробництва водню, опріснення та централізованого теплопостачання, проте вони призначені головним чином для масштабного забезпечення недорогою електроенергією. Очікується, що майбутні малі модульні реактори (ММР) та реактори вдосконаленої конструкції забезпечать необхідні експлуатаційні характеристики (наприклад, високі температури) та гнучкість (розміщення на одному майданчику з промисловими об'єктами), які дозволять по справжньому відкрити ці ринки.

Технологічне тепло, вироблене ядерними реакторами, може бути дієвим засобом для декарбонізації енергоємних галузей, таких як хімічна промисловість, целюлозно-паперове виробництво та виробництво сталі. Високотемпературна низьковуглецева технологія має важливе значення для декарбонізації технологічного теплопостачання. Це з тим, що електрифікація тепла здебільшого має низький тепловий ККД. Якщо теплова електростанція використовується для електроенергії, то від половини до двох третин виробленої енергії втрачається при перетворенні, додаткові втрати відбуваються на етапах передачі і розподілу. Навіть якщо ціни на вітрову та сонячну енергію будуть зіставні з цінами на викопні джерела електроенергії, вони і в цьому випадку мають бути вдвічі дешевшими, щоб конкурувати з тепловими джерелами (Frick et al., 2019).

Надмірне тепло ядерних реакторів також може бути цінним ресурсом. У кількох країнах Східної Європи, Швейцарії та Швеції існують системи централізованого теплопостачання, що працюють на ядерному паливі. Нещодавно, в 2020 році, Китай приступив до випробування свого першого комерційного проекту ядерного теплопостачання. Він забезпечує теплом 700 тисяч квадратних метрів житла. Деякі країни впроваджують технології ММР, які використовуватимуться насамперед для централізованого теплопостачання. Китайські дослідники також розробили кілька власних конструкцій реакторів

для теплопостачання, в той же час фінські дослідники оцінюють різні концепції розвитку своїх теплових мереж (International Atomic Energy Agency, 2020).

Водень може використовуватися як екологічно чистий та універсальний енергоносіє, що сприяє декарбонізації секторів, в яких складно досягти скорочення вуглецевих викидів, таких як промисловість та транспорт, а також для забезпечення довгострокового сезонного зберігання енергії. Ядерна енергія може бути використана для виробництва водню за допомогою кількох низьковуглецевих процесів:

- низькотемпературний електроліз води;
- високотемпературний паровий електроліз із використанням теплової та електричної енергії, що виробляється ядерними реакторами (при 600 °C);
- високотемпературне термохімічне виробництво з використанням ядерного тепла (800 – 1000 °C).

Сучасні технології ядерних реакторів та діючі АЕС можуть бути використані для низькотемпературного електролізу та мають декілька потенційних переваг, включаючи високі коефіцієнти використання електролізера, низькі експлуатаційні витрати та можливість використання водню для виробничих операцій на станції. У Японії експлуатується високотемпературний випробувальний реактор (HTTR) із максимальною вихідною температурою 950 °C, який використовується для дослідження можливостей когенерації водню. У 2019 році на ньому було вироблено водень з використанням йодно-сірчаных термохімічних процесів протягом 150 годин безперервної роботи. США, Великобританія та Франція планують створити демонстраційні ядерні електролізні установки з виробництва водню.

В звіті МГЕЗК про глобальне потепління на 1,5 °C, опублікованій наприкінці 2018 року (IPCC, Global Warming..., 2018), представлено 89 сценаріїв пом'якшення впливу на клімат, які припускають, що до 2050 року виробництво електроенергії на АЕС збільшиться в середньому в 2,5 рази порівняно з сьогоdnішнім рівнем. Крім того, згідно з «проміжним» ілюстративним сценарієм, який передбачає, що соціальні, економічні та

технологічні тенденції відповідатимуть поточним моделям, і не відбудеться серйозних змін у раціоні харчування та тенденціях мобільності, очікується, що до 2050 року попит на ядерну генерацію зросте у шість разів і ця технологія забезпечуватиме 25 % світової електроенергії (IPCC, Summary for policymakers, 2018). Ядерна енергетика є джерелом електроенергії, що добре зарекомендувало себе, і критично важливим інструментом, що допомагає світовій спільноті успішно пом'якшувати наслідки зміни клімату. Країнам, які зробили вибір на користь розвитку ядерної енергетики, необхідно буде різко прискорити темпи впровадження реакторів у наступні роки, щоб запобігти підвищенню температури більш ніж на 2 °C (IPCC, Summary for policymakers, 2021).

Основний текст

Існують різноманітні технології виробництва водню, які характеризуються різним впливом на навколишнє середовище за кількістю викидів парникових газів до атмосфери, а саме: конверсія вуглеводнів, електроліз води, термохімічна дисоціація води чи біомаси, тощо.

Серед цих технологій найбільш поширеною – до 99 % – є технологія яка використовує викопне паливо, яке є менш дороге, але в результаті виробництва водню утворюється велика кількість парникових газів. Згідно з даними, з 70 млн т водню (без урахування виробництв, де він є як побічний продукт), що виробляється щороку в усьому світі, 48 % виробляється з природного газу, 28 % з нафти та 23 % з вугілля (Le rapport de AIE, 2019). Хоча існують десятки технологій виробництва водню без використання вуглеводнів, їхня вартість, складність або низька зрілість обмежують їх використання. Найбільш поширеною технологією є паровий риформінг метану (SMR): спочатку з природнього газу видаляють залишкові сполуки сірки, потім обробляють паром при температурі близько 900 °C під тиском від 20 до 30 бар, нікелевий каталізатор перетворює газ на синтез-газ (суміш H_2 , CO, CO_2 , CH_4 і H_2O). Така температура 900 °C і тиск від 20 до 30 бар є ідеальним рівнем для мінімізації

витрат. Можна помітити, що після першої реакції, яка каталізується нікелем, паровий риформінг виробляє додатковий водень з другою реакцією при нижчій температурі, при 400 °C із залізо-хромовим каталізатором і при 200 °C з мідним каталізатором. Останнім кроком є виділення водню за допомогою технології адсорбції при коливанні тиску, що називається PSA (свого роду молекулярного сита).

Інша технологія виробництва – це часткове окислення вуглеводнів, яке в основному стосується нафти та її похідних. У цьому проміжному процесі між піролізом і горінням синтез-газу – замість того, щоб використовувати каталізатор з водяною парою, як у випадку SMR технології – відбувається екзотермічна реакція в атмосфері кисню при підвищених температури та тиску (від 900 до 1500 °C та від 20 до 60 бар). Ці два способи виробництва призводять до виробництва так званого «сірого» водню.

Газифікацією вугілля, яку раніше використовували деякі країни, нехтували до її масового використання, близько п'ятнадцяти років. Зрідження та газифікація вугілля – для виробництва синтетичного бензину та синтетичного газу – широко використовувалась нацистською Німеччиною в 1930-х і 1940-х роках після розробки процесу Фішера-Тропша в 1920 році. Тоді це було питання звільнення від нафтової залежності. Відтоді лише Південна Африка під дією блокади продовжила шлях масового виробництва таких синтетичних продуктів. Оскільки Китай є великим виробником вугілля, особливо з 2000-х і 2010-х років, він використовує його для різних цілей, включаючи виробництво водню. Продукт цього процесу називається «чорним воднем». Існують також процеси перетворення вуглеводнів на водень, відомі як гібриди між SMR і частковим окисленням, які представляють інтерес для великих об'ємів (від 500 000 м³/год), наприклад технологія ATR (автотермічний реформінг). Вибір технології найчастіше залежить від його відносної вартості, типу та об'єму використаних вуглеводнів та гнучкості процесу та його ефективності, скільки отримано H₂ на одиницю використаних вуглеводнів. Технології виробництва шляхом перетворення викопного палива, які наразі

домінують, мають основний недолік, а саме вони супроводжуються значними викидами парникових газів (близько 800 млн т CO₂ на рік, порівняно із загальним обсягом 37 млрд т CO₂ від спалювання викопного палива).

Технологія уловлювання CO₂ або CCS. Щоб обмежити вплив на клімат парникових газів, що утворюються при виробництві водню з викопного палива, технологія CCS (уловлювання та зберігання вуглецю) є відповідним варіантом, який передбачає постійне та безпечне геологічне зберігання. Її вартість – складає приблизно 200 євро/т CO₂ у короткостроковій перспективі, яку можна було б зменшити до 50 євро/т CO₂ у довгостроковій перспективі – означитиме додаткові витрати від 500 до 2000 євро/т виробленого водню (тобто + від 30 до +125 %). Зараз виконується декілька проектів, зокрема в Північному морі (деякі з 1996 року), завдяки їй щороку вже уловлюється 40 млн т CO₂.

Технологія отримання водню з низькими викидами парникових газів за допомогою електролізу води. Переважним способом виробництва водню з низькими викидами парникових газів є використання електричної енергії для вилучення (за допомогою електролізу) водню, наявного у воді. Цей процес вилучення водню на катоді та кисню на аноді є простим і старим (реалізований ще в 1800 році), але його масштабування залишається складним через високу вартість. Окрім значних інвестиційних потреб, експлуатаційні витрати на 80 % залежать від ціни електроенергії, електролізери споживають у середньому 55 кВт·год електроенергії та 9 літрів води на кг виробленого водню. Це також створює проблему споживаної електроенергії: якщо останнє виробляється з вугілля чи іншого викопного палива, електроліз води може мати ще гірший вуглецевий слід, ніж пряме виробництво водню з природнього газу або вугілля. Щоб водень, отриманий електролізом, був низьковуглецевим, необхідно використовувати електрику з відновлюваних джерел енергії – тоді він буде «зеленим», або від атомної енергетики – тоді він буде «жовтим». Цей спосіб виробництва не є економічно конкурентоспроможним: він коштує в чотири рази дорожче, ніж SMR, і залежить від ціни електроенергії, електролізерів і коефіцієнта їхнього завантаження. Оскільки інвестиції високі, необхідно

зробити електролізери рентабельними шляхом збільшення тривалості використання (мінімальний поріг 5000 год/рік і оптимальний поріг до 8000 год/рік), чого не дозволяє переривчастість відновлюваних джерел енергії (від 2000 до 4000 год/рік використання). У цьому відношенні лише ядерна енергетика та гідроелектроенергетика мають подвійну перевагу: вони керовані та прогнозовані на протязі всього року та декарбонізовані.

Існує три типи електролізів: стара та перевірена технологія, лужні електролізери. Лужний електроліз, найбільш розроблена та широко поширена технологія, використовує водний розчин гідроксиду калію (або поташу), концентрація якого змінюється залежно від температури (зазвичай 25 % при 80 °C). Споживання електричної енергії складає 55 кВт·год/кг виробленого H₂ з ефективністю 70 %, але можливе покращення показника ефективності при подальшій досконалості процесу. Більш новіша технологія, яку ще потрібно доопрацювати до промислового рівня, є технологія використання протонообмінних мембран або PEM. Електроліз за допомогою PEM (або протонообмінної мембрани), на 25 % дорожчий, забезпечує ефективність на рівні 75 % і використовується протягом кількох останніх десятиліть для генерації кисню в космічному секторі та атомних підводних човнах, заснований на твердому кислотному електроліті з протонною провідністю полімерної мембрани. В PEM використовуються рідкоземельні метали (платина, іридій та ін.) та температура процесу електролізу складає 65 – 70 °C. Ця технологія підходить для ВДЕ, оскільки коливання електроенергії не впливають на його роботу, на відміну від лужного електролізу, однак дана технологія є дорогавартісною з точки зору обслуговування (виникнення корозії під впливом рідкого електроліту). І нарешті, дуже багатообіцяюча високотемпературна технологія, але ще не дуже зріла в технологічному плані, твердооксидні електролізери або SOEC. Завдяки прогресу в паливних елементах, електролізер з технологією SOEC (електролізна комірка з твердого оксиду) на 25 % дорожчий, ніж система з PEM, працює при високій температурі (від 400 до 1000 °C) і має ефективність 85 % за умови наявності перегрітого пару (з

температурою не менш 150 °С) для випаровування води і без використання рідкоземельних металів. Таким чином, ці електролізери повинні бути з'єднані з джерелом тепла, таким як концентрована сонячна система або так звані високотемпературні ядерні реактори 4-го покоління, що передбачає створення взаємодоповнюваності між ядерним і водневим секторами. Вони також мають перевагу в тому, що вони оборотні (електролізер також може бути використаний як паливний елемент). Його різновид РСЕС (протонна керамічна електролізна комірка) працює не шляхом перенесення негативних іонів, а шляхом перенесення протонів всередині кераміки, але при нижчій температурі, від 350 до 600 °С. Розвиток технології електролізерів сприяє підвищенню їх ефективності, оптимізації виробництва та зниженню витрат завдяки економії при масштабуванні, що стала можливою завдяки індустріалізації та збільшенню обсягів виробництва.

Інші технології виробництва водню. На додаток до виробництва водню, можна віднести дорогі, складні та/або незрілі технології: виробництво водню шляхом термохімічної дисоціації води, шляхом окислення заліза, шляхом фотосинтезу (в результаті життєдіяльності мікроорганізмів, таких як водорості та бактерії) або навіть за допомогою процесів фотокаталізу та фотоелектрокаталізу. Молекулу води можна роз'єднати за рахунок дуже високого енергоспоживання, що відповідає температурі вище 3500 °С (теплова дисоціація при атмосферному тиску). Для дисоціації води при нижчій температурі від 900 до 1000 °С падіння температури має бути компенсоване надходженням електричної або хімічної енергії (приклад: за допомогою термохімічного циклу йод-сірка, цинк, бромід, сульфати тощо), що характеризується низькою ефективністю на рівні 20 %. Два безвуглецевих джерела тепла, які забезпечують таке енергопостачання – це високотемпературна ядерна енергія (з реакторами 4-го покоління) і концентрована сонячна енергія. СЕА припинив дослідження в області термохімічної дисоціації на початку 2010-х років, тоді як Японія продовжує дослідження в цьому напрямку.

Особливе місце слід приділити двом більш технологічним рішенням з більш помірною ціною: піролізу метану (при якому вуглець, що утворюється в процесі виробництва, залишається у твердій формі «сажі», а не у вигляді CO_2) – особливо ефективний за допомогою плазмових технологій, винайдених у 1920 році, деякі з яких промислово впроваджуються, а також виробництво водню з біомаси, що є дуже ефективним, як показано в таблиці нижче, в порівнянні з анаеробним зброджуванням. Біомаса, що складається з органічних рослинних і тваринних речовин, складається з молекул вуглецю і водню, вже дає змогу шляхом перетворення сільськогосподарських і лісових, агропромислових і побутових відходів виробляти електроенергію і тепло шляхом спалювання (30 % електроенергії, 70 % тепло); метан шляхом анаеробної ферментації зброджуваних відходів (паровий риформінг цього метану може давати водень); метанол шляхом високотемпературної газифікації відходів, які погано зброджуються (оскільки синтез-газ, що утворюється в результаті газифікації, містить водень, також можна відновити цей водень замість того, щоб використовувати його для виробництва метанолу – CH_3OH). Перші установки для виробництва водню за допомогою термолізу біомаси наразі запускаються в Страсбурзі (з вартістю отриманого водню менше 5 євро/кг). Порівняння основних технологій виробництва водню наведено у таблиці 1.

У короткостроковій перспективі вартість сірого водню є найнижчою – близько 1,6 євро/кг, але технологія отримання водню з низьким вуглецевим слідом має розвиватися з отриманням конкурентоспроможною вартістю, чи то зелений водень (від 4 до 6 євро/кг – 2 до 3 євро/кг), жовтий (від менше 3 євро/кг до менше 2 євро/кг) або навіть сірий (нижча вартість CCS). Сірий водень, навпаки, має подорожчати, зокрема, під впливом підвищення ціни на CO_2 і, ймовірно, на природній газ.

Порівняння основних технологій виробництва водню

Технологія	Паровий риформінг	Часткове окислення	Газифікація	Електроліз	Термоліз	Термохімічна дисоціація
Використана сировина	Метан, нафтопродукти	Похідні нафти	Вугілля	Вода + електрична енергія	Біомаса	Вода + електрична енергія (або інший вид енергії)
Частка та обсяг / світове виробництво	48% 33,6 млн т	28% 19,6 млн т	23% 16 млн т	<1% <700 000 т	Майже нічого	Майже нічого
Колір ¹	Сірий (синій, якщо CCS)	Сірий (синій, якщо CCS)	Чорний (синій, якщо CCS)	Зелений, якщо ВДЕ Жовтий, якщо ядерний	Зелений	Немає кольору
Орієнтовна вартість (для Європи)	1600 євро/т (+500 до 2000 євро, якщо CCS)	1660 євро/т (+500 до 2000 євро, якщо CCS)	1000 євро/т (+1000 до 3000 євро, якщо CCS)	від 4000 до 6000 євро/т (дешевше: лужний, дорожчий: SOEC, між двох: PEM) зрештою від 2000 до 3000 євро/т	Від 2000 до 6000 євро/т залежно від розміру одиниці	Дуже невизначено, оскільки фаза НДДКР (>300 євро/т)
Зрілість	+++	+++	+++	+	-	---
Ефективність	72 – 82%	53 – 67%	50 – 70%	70% (до 85% для SOEC)	70%	Слабкий
Викиди т CO ₂ на т виробленого водню в LCA (розрахунок LCOE)	9 до 13 (менше 5, якщо CCS)	13 до 18 (менше 5, якщо CCS)	20 (відкриті шахти) 24 (підземні шахти) (менше, якщо CCS)	Залежить від походження використаної електроенергії, низька, якщо ВДЕ або ядерна (21 відповідно до американської суміші та 3 по французькому міксу)	Слабкий, нульовий або негативний (-15 у випадку, якщо вироблений біовугілля повертається в ґрунт)	Залежить від походження використаної енергії, низька, якщо ВДЕ або ядерна

¹Кольоровий код, який використовувався Європейським Союзом до 2020 року і продовжує використовуватися в Німеччині. CCS – уловлювання CO₂; SOEC – твердооксидні електролізери; PEM – протонообмінні електролізери; LCA – аналіз життєвого циклу; LCOE – нормована вартість енергії.

Щоб отримати глибше розуміння цих витрат та їх зміни, необхідно визначити відмінності в структурі операційних та інвестиційних витрат відповідно до обраного способу виробництва. Сірий водень вимагає менше інвестицій (30 % від загальної вартості), ніж жовтий (40 %) і зелений (45 %)

водень, і його експлуатаційні витрати більш ніж на 90 % пов'язані з сировиною, якою є викопне паливо, наприклад метан. Частка операційних витрат, пов'язаних з виробництвом жовтого (60 %) і зеленого (55 %) водню, становить до 80 % вартості електроенергії. У довгостроковій перспективі ці два останні методи виробництва мають знизити частку інвестицій у собівартості до 20 % і 30 % відповідно, прагнучі приєднатися до структури витрат сірого водню. Вартість сировини явно переважає (понад 90 % для викопного палива у випадку сірого водню та 80 % для електроенергії з жовтим і зеленим воднем), решта розподіляється між технічними витратами, оплатою праці та іншими експлуатаційними витратами.

На сьогоднішній день в Україні на чотирьох існуючих атомних станціях встановлено 15 енергоблоків, 13 з яких є ВВЕР-1000 які мають встановлену потужність 1000 МВт, тому доцільним є встановлення електролізних установок електричною потужністю 1 ГВт. Враховуючі середньорічний коефіцієнт використання встановленої потужності енергоблоків АЕС, таких електролізних установок можна встановити у кількості від 3 – 4 одиниць (тобто сумарною електричною потужністю 3 – 4 ГВт).

Враховуючи існуючі переваги лужних електролізних установок, як технологічних так і вартісних, для розрахунку технічних параметрів будемо використовувати параметри атмосферних лужних електролізних установок. Відповідно до прийнятої необхідної потужності електролізної установки на рівні 1 ГВт обираємо установку одиничною потужністю 100 МВт. Основі технологічні параметри цього модуля наведені в таблиці 2. Тобто для забезпечення сумарної електричної потужності в 1 ГВт необхідно 10 одиниць таких установок.

Атмосферні лужні електролізери складаються зі стандартних модулів перевіреної технології, критичної для процесу виробництва низьковуглецевого водню, які є ефективними, безпечними і надійними.

Основні технічні параметри електролізної установки потужністю 100 МВт

Технічний параметр	Значення
Продуктивність	19 400 нм ³ /год або 41,8 т/доб
Динамічний діапазон виробничої потужності	від 1 до 100% діапазону продуктивності
Споживання електроенергії в стеку	4,4 кВт·год/нм ³
Чистота – з додатковим очищенням	від 99,99 до 99,998%
O ₂ – вміст у H ₂	< 2 ppm
H ₂ O – вміст у H ₂	< 2 ppm
Робочий тиск	від 1 до 200 бар
Розміри / площа	залежить від компоновки обладнання
Температура в приміщеннях	
Електролізна	від 2 до 40°C
Електричне обладнання	від 2 до 35°C
Електроліт	розчин 25% KOH
Споживання живильної води	1 л/нм ³

Виходячи з аналізу даних, щодо вартості електричної енергії в Україні отриманої з відновлювальних джерел енергії таких як сонце та вітер (діючий на 2024 р. «зелений тариф») та вартості виробництва електричної енергії на діючих блоках АЕС в Україні (станом на 2024 р.) було виконано аналіз щодо порівняння технологічних, екологічних та вартісних показників виробництва низьковуглецевого водню на електролізній установці електричною потужністю 1 ГВт. Отримані дані представлені в таблиці 3.

Як видно з таблиці 3, тільки виробництво низьковуглецевого водню з електричної енергії з діючих блоків АЕС дозволяє отримати перевагу як в технологічному (продуктивність у два рази вище ніж у випадку використання електричної енергії з ВЕС і в п'ять разів вище в порівнянні з використанням електричної енергії з СЕС), екологічному (вміст ПГ при виробництві 1 кг H₂ найменший, серед всіх розглянутих джерел виробництва електричної енергії) так і в економічному (найменша ціна виробництва 1 кг низьковуглецевого водню за показником усередненої вартості LCOH, який є індикатором конкурентоспроможності отриманого водню, чим менше ціна, тим більший дохід можна отримати при його продажі на ринку) сенсі.

Порівняння технологічних, екологічних та економічних показників виробництва низьковуглецевого водню на електролізній установці електричною потужністю 1 ГВт

Джерело електричної енергії	Вартість виробленої електричної енергії, \$/МВт·год ¹	Коефіцієнти відносної потужності різних технологій виробництва електроенергії для Європи, %	Виробництво низьковуглецевого H ₂ за рік, тис кг/рік	Необхідна площа для розташування генеруючих потужностей, га ⁴	Вміст CO ₂ при виробництві H ₂ відповідно до життєвого циклу установки, кг CO _{2 екв} /кг H ₂ ⁵	Усереднена вартість низьковуглецевого водню LCOH, \$/кг H ₂
СЕС	205,02	13 – 16% ²	21466	12686	1,404 ⁶	14,70
ВЕС	127,46	33 – 38% ²	52556	34495	0,572 ⁶	7,68
АЕС	41,94	77 – 81% ³	116955	337	0,624 ⁶	3,12

¹ DLF Attorneys-at-Law. Ukrainian feed-in tariffs cut.

² Levelized Cost of Energy Analysis, Version 14.0

³ World Nuclear Performance Report 2018

⁴ STRATA – The footprint of energy: land use of U.S. electricity production

⁵ IPCC 2014 Climate Change Report

⁶ 3,38 кг CO_{2 екв}/кг H₂ (поточний поріг), щоб досягти 3 кг (зазначено в таксономії ЄС) до 2030 року, 2 кг до 2040 року та 1 кг до 2050 року.

Таким чином, низьковуглецевий водень отриманий з електричної енергії від діючих блоків АЕС має незаперечні переваги перед воднем отриманим за допомогою електричної енергії від відновлювальних джерел – сонця та вітру.

Також було виконано аналіз щодо підвищення рентабельності роботи діючого блока атомної станції електричною потужністю 1000 МВт_(е) шляхом порівняння питомих показників у грошовому виразі щодо дохідності в разі виробництва електричної енергії (сьогоднішня ситуація) та виробництва низьковуглецевого водню (таблиця 4).

Таблиця 4

Порівняння питомих показників у грошовому виразі щодо дохідності в разі виробництва електричної енергії (сьогоднішня ситуація) та виробництва низьковуглецевого водню

Показник	Одиниця виміру	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Виробництво водню	Підвищення рентабельності
Обсяг продукції, виробленої 1 ГВт (ВВЕР-1000)	МЛН \$	184,9	168,3	129,4	121,1	124,5	136,4	164,3	151,2	654,9	4,3
Чистий дохід 1 ГВт (ВВЕР-1000)	МЛН \$	150,1	143,0	109,9	101,8	97,8	102,9	137,0	122,7	345,2	2,8

На основі аналізу даних за останні 8 років чотирьох українських АЕС, які експлуатують 15 енергоблоків загальною встановленою потужністю 13,8 МВт (станом на 2020 р.), було проведено економічний аналіз, щодо питомих показників роботи для типового енергоблоку з реактором потужністю 1000 МВт_(e). Середній обсяг електроенергії у грошовому виразі, виробленої одним енергоблоком встановленої потужності 1 ГВт становить 155 млн доларів. Середній чистий дохід від реалізації електроенергії одним енергоблоком встановленої потужності 1 ГВт становить 127 млн доларів (Аналітичний звіт, 2020).

В разі реалізації проекту по будівництву електролізної установки електричною потужністю 1 ГВт біля існуючого блока аналогічною електричною потужністю, ми отримуємо відповідно середній обсяг низьковуглецевого водню у грошовому виразі 655 млн доларів, а середній чистий дохід від реалізації його буде складати 345 млн доларів. Впровадження даного проекту АТ «НАЕК «Енергоатом» дозволить компанії значно покращити питомі показники роботи за рахунок збільшення виробленого обсягу продукції і як наслідок чистого доходу у грошовому виразі для типового

енергоблоку з реактором потужністю 1000 МВт_(e) в порівнянні з виробництвом електричної енергії. А також забезпечити рівномірне завантаження енергетичного блока на протязі всього року, що дозволить покращити умови його роботи і як наслідок збільшити термін експлуатації.

Тобто впровадження виробництва водню біля існуючого типового енергоблоку з реактором потужністю 1000 МВт_(e) дозволить збільшити обсяг продукції у 4,3 рази, а чистий дохід у 2,8 рази в порівнянні з виробництвом електричної енергії. Таке виробництво низьковуглецевого водню може бути особливо актуальним, як з точки зору прийнятих Україною зобов'язань щодо загальноєвропейського курсу по декарбонізації економіки, зокрема енергетичного сектору, так і з точки зору підвищення економічної рентабельності самого підприємства з огляду його корпоратизації.

Відповідно до «Green Hydrogen Initiative 2x40 GWt» на Україну виділено Європейським союзом створення 10 ГВт нових потужностей з виробництва водню, 1/3 потужності з яких може забезпечити вільна електрична енергія отримана на існуючих блоках АЕС України. В той же час, відповідно до Проекту Плану відновлення України, щодо розділу «Енергетична безпека», представленою Національною радою з відновлення України від наслідків війни 4 липня 2022 р. міжнародним інвесторам в Україні передбачається встановлення 15 ГВт електролізних установок, п'яту частину яких відповідно до представлених розрахунків можна забезпечити низьковуглецевою електроенергією з існуючих блоків АЕС України.

Висновки

На сьогоднішній день в Україні на чотирьох існуючих атомних станціях встановлено 15 енергоблоків, 13 з яких є ВВЕР-1000 які мають встановлену потужність 1000 МВт, тому доцільним є встановлення електролізних установок електричною потужністю 1 ГВт.

В роботі показано, що впровадження виробництва водню біля існуючого типового енергоблоку з реактором потужністю 1000 МВт_(e) дозволить

збільшити обсяг продукції у 4,3 рази, а чистий дохід у 2,8 рази в порівнянні з виробництвом електричної енергії.

Список літератури

- Frick, K. L., Talbot, P. W., Wendt, D. S., Boardman, R. D., Rabiti, C., Bragg-Sitton, S. M., & Hawkins, T. (2019). Evaluation of hydrogen production feasibility for a light water reactor in the Midwest. Idaho National Lab. (INL), Idaho Falls, ID, USA.
- International Atomic Energy Agency. (2020). Advances in small modular reactor technology developments: A supplement to IAEA advanced reactors information system (ARIS), 2020 edition.
- IPCC. (2018). Summary for policymakers. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Portner, et al. (Eds.), *Summary for policymakers*. World Meteorological Organization, Geneva.
- IPCC. (2018). Global warming of 1.5°C: An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>
- IPCC. (2021). *Summary for policymakers*. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, et al. (Eds.). Cambridge University Press.
- International Energy Agency (AIE). (2019). Le rapport sur le futur de l'hydrogène.
- Szilard, R., Sharpe, P., Kee, E., Davis, E., & Grecheck, G. (2017). *Economic and market challenges facing the U.S. nuclear commercial fleet – Cost and revenue study*. Idaho National Lab. (INL), Idaho Falls, ID, USA.
- ГО «Українське ядерне товариство». (2020). *Аналітичний звіт: Вплив ядерної галузі на розвиток України за 2020 рік*. Київ, Україна. Retrieved from https://ukrns.org/images/activity/2021/2021_10_29/Book_ZVIT_UYAT_29_10_2021.pdf

АНАЛІЗ ПЕРСПЕКТИВ ПОСТМАЙНІНГУ ГІРНИЧОРУДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ДЕКАРБОНІЗАЦІЇ І ЕКОЛОГІЗАЦІЇ МІНЕРАЛЬНО- СИРОВИННИХ РЕСУРСІВ ВІННИЧЧИНИ

Петрук В.Г., Вінницький національний технічний університет, Вінниця,
Україна

Гавадза С.В., Вінницький національний технічний університет, Вінниця,
Україна

Єрмаков В.М., Державна екологічна академія післядипломної освіти та
управління, Київ, Україна

Петрук Р.В., Вінницький національний технічний університет, Вінниця,
Україна

Лубенська Н.В., Бохумський технічний університет ім. Георга Агріколи,
Бохум, Німеччина

Abstract

The paper analyzes the environmental aspects of mineral extraction and proposes measures to improve the environmental safety of mining in Vinnytsia region. The assessment and calculations of the technogenic impact of mining activities on air, risks and health of the population, aquatic ecosystems, soils, climate, flora and fauna are described. Measures have been developed to minimize the environmental impact of mining activities.

An overview of the mineral resources of Vinnytsia region is provided, promising deposits for industrial development are analyzed, post-mining measures for mining facilities are studied, environmental problems associated with mining activities are analyzed, the impact of mining operations on erosion processes, soil degradation, and local climatic conditions was investigated. The environmental risks associated with technological processes of mining were analyzed, and the use of "green" technologies was reviewed to improve the environmental condition of mining facilities and mining activities, and to predict positive socio-economic effects.

The purpose of the work is to develop a set of environmental safety measures for mining enterprises of the Vinnytsia region, which would ensure the sustainable functioning of the mining industry with minimal impact on ecosystems.

Keywords: mining, post-mining, minerals, environmental assessment, environmental safety, air, soil, aquatic ecosystems.

Вступ

Вінниччина багата не тільки своїми чорноземами, але й різноманітними мінерально-сировинними ресурсами і, у першу чергу, невичерпними промисловими запасами гранітів, каолінітів, вапняків, пісковиків та інших корисних копалин. Усі вони переважно добре доступні для видобування і знаходяться майже на поверхні території області. Разом з тим, видобування та промислове використання цих запасів здійснюється не у повній мірі внаслідок обмеження фінансових та інвестиційних ресурсів, а на даному етапі – російської війни в Україні. Усі вони так чи інакше чинять тиск на довкілля, соціальну сферу і потребують уваги з боку держави. Разом з тим, багато із розвіданих родовищ мають значну перспективу їх освоєння в промислових масштабах, а вироблені кар'єри та прилеглі ландшафти потребують невідворотних постмайнінгових заходів, зокрема по їх декарбонізації, екологізації та зеленій трансформації (Снісар, Бент & Яцун, 1991; Кабінет Міністрів України, 1999, 2017; Швейцарсько-український проєкт DESRO, 2020; Петрук Р., Петрук В. & Кравець, 2021; Рудько & Яковлєв, 2020; Андрєєв, 2016; Рудько, 2006; Петрук В., Петрук Р., Іщенко & Гавадза, 2023; Петрук В., Єрмаков, Лубенська & Петрук Р., 2023; Єрмаков, Яковлєв, Чумаченко, Петрук, Дятел, Карпенко & Лубенська, 2024; Распутна, 2011; Давидова & Левицька, 2006; Бакка, Гуменюк & Редчиць, 2004; Звіт з оцінки впливу на довкілля, 2019, 2021; Руденко, 2011; Сергєєв & Білецький, 2008).

Актуальність теми зумовлена екологічними проблемами гірничодобувної діяльності у Вінницькій області та необхідності розробки ефективних природоохоронних заходів, впровадження сучасних екологічно

орієнтованих технологій постмайнінгу, а також створення системи управління відходами і відвалами, рекультивації порушених земель, захисту водних ресурсів і зменшення викидів забруднювальних речовин у повітря.

Новизна одержаних результатів полягає у створенні інтегрованої моделі екологічного управління та постмайнінгу гірничодобувних підприємств області, яка базується на поєднанні сучасних технологічних рішень, нормативних вимог та економічних інструментів стимулювання екологічної відповідальності.

Мета роботи полягає в розробці комплексу заходів екологічної безпеки та постмайнінгу гірничодобувних підприємств Вінницької області, які б забезпечували стале функціонування видобувної галузі із мінімальним впливом на екосистеми.

Для досягнення поставленої мети вирішувались такі **завдання**:

1. Дослідження екологічних аспектів гірничого видобутку і мінерально-сировинних ресурсів у Вінницькій області та аналіз сучасного стану постмайнінгу корисних копалин в регіоні.

2. Оцінка техногенного впливу видобувної діяльності на навколишнє середовище, зокрема на повітря, водні ресурси, ґрунти та біорізноманіття.

3. Аналіз механізмів забезпечення екологічної безпеки видобутку корисних копалин із використанням сучасних технологій і управлінських рішень.

4. Розроблення науково-практичних рекомендацій та заходів мінімізації техногенного впливу видобувної діяльності, включаючи рекультивацію земель, очищення водних ресурсів та впровадження «зелених» технологій і механізмів постмайнінгу.

5. Обґрунтування економічної доцільності впровадження екологічних та постмайнінгових заходів у діяльність гірничодобувних підприємств Вінниччини.

Характеристика мінерально-сировинних ресурсів Вінниччини

На території області геологічною службою України виявлено та розвідано велику кількість родовищ корисних копалин, зокрема: флюорити (Бахтинське родовище), фосфорити (Жванське), буре вугілля (Бруслинівське), гранати (Слобідське), радонові мінеральні води (Хмільницьке та Немирівське), первинні каоліни (Велико-Гадоминецьке та Глухівецьке), крейдоподібних вапняків і опок для випилювання стінових блоків (Немійське, Гальжбіївське), високоякісного трепелу (Могилів-Подільське, Шлишковецьке). У цих же відкладах формується знаменита вода «Регіна». При цьому палеогенові поклади містять пласти бурого вугілля та торфу (Бруслинівське, Оратівське, Філіопольське родовища), а також понад 300 родовищ будівельної сировини (вапняки, піски, глини тощо) та понад 20 родовищ прісних та мінеральних вод (Бронницьке, Садковецьке та ін.). Але, зрозуміло, що основною корисною копалиною у нашій області є граніти Українського кристалічного масиву (щита, фундаменту), складеного архей-протерозойськими метаморфічними та магматичними породами, вік яких сягає 1,5 - 3,5 млрд. років. Крім того, в області є породи гнейсів, кристалічних сланців, мігматитів, чарнокітів, ендербітів, дайків габбро-діпазів та інших корисних копалин з глибинами залягання від безпосередніх виходів на поверхню до 150-300 м вглиб і більше. Глибина поширення самих кристалічних порід сягає іноді десятки кілометрів. Вони пронизані жилами кварцитів, слюди, подекуди з лінзами бурого вугілля. Є на території Вінницької області алмази (Тиврівщина, Оратівщина та Липовеччина). Знайдені розсипи золота у алювії Дністра, а також прояви міді, цинку, свинцю та полімінерали у Могилів-Подільському та Мурованокуріловецькому районах. Відомі також проявлення молібдену, вольфраму, нікелю, кобальту, ртуті, а також графіту, рідкоземельних та радіоактивних елементів.

Значні поклади високоякісної алюмінієвої сировини, крім каоліну, розвіданих бокситів біля с. Велика Кісниця Ямпільського району. Залізні руди виявлені біля с. Петрик Літинського району, хоча із незначними обсягами

поклади, що не можуть мати промислових масштабів. Також на Вінниччині зосереджені значні запаси титано-цирконієвих руд: ільменіту, рутилу, лейкосену, циркону (Зеленоярське родовище поблизу с. Новоживотів Оратівського району), які залягають або неглибоко (10-40 м), або й зовсім виходять на поверхню з вмістом цих рудних матеріалів до 200-500 кг на тонну піщаної суміші і їх запаси вимірюються сотнями тисяч тонн.

Запаси бурого вугілля області оцінюються близько 50 млн. тонн (Оратівське, Бруслинівське родовища) та біля с. Гущинці Калинівського району на глибинах від 6 до 76 м. Зольність такого вугілля сягає 18-30%, теплота згоряння становить $5 \cdot 10^3$ ккал/кг. Це вугілля містить 10% бітумів та 20-25% смол і воно добре брикетується навіть без зв'язувальних речовин.

Особливої уваги заслуговує Бахчинське родовище флюоритів (CaF_2) у Мурованокуриловецькому районі, які застосовуються з успіхом у багатьох галузях, але найбільше у металургії, як флюсуюча добавка, що значно знижує температуру плавлення руд. Вміст CaF_2 у рудах від 11 до 41%. Крім того, на цьому родовищі є кварцево-польові шпати.

Фосфорити на Вінниччині в основному представлені у Могилів-Подільському районі у вигляді конкрецій кулястої, жовтої, зернової та черепашкової форм. Кулясті фосфорити розміром 5-25 см, що мають вміст P_2O_5 до 34-38%, придатні для виготовлення суперфосфату і фосфоритного борошна і донедавна видобувались біля сіл Бернашівка і Теклівка Могилів-Подільського району. З огляду на незначну рентабельність вітчизняних фосфоритів та слідів апатитів, сьогодні Україна їх поставляє переважно з Казахстану та Алжиру. Апатити на Вінниччині (с. Тропове Могилів-Подільського району) доволі збіднені (2-4,2%), тому не виявляють промислового інтересу. Кулясті фосфорити розвідані також біля с. Жван Мурованокуриловецького району, що містять жовтові та зернисті фосфорити з концентрацією в рудах від 2 до 9%, а у збагачених концентратах і до 14-16%, проте переробка їх на даному етапі є нерентабельною. При цьому фосфоритне борошно містить до 30-40%

глауконіту з концентрацією K_2O до 6-7% і може слугувати відмінним калійно-фосфатним добривом.

Вінниччина також славиться своїми запасами каолінів (Велико-Гадоминецьке та Глухівецьке родовища), які після збагачення використовуються при виробництві паперу, пластмас, гуми, кераміки, фаянсу і фарфору, а також в парфумерній промисловості. За запасами каоліну на Вінниччині зосереджено близько половини розвіданих обсягів первинних каолінів України. Основним із них є Глухівецьке родовище первинних каолінів, у якому і до сьогодні видобувається понад 1 млн. тонн каоліну-сирцю, а також понад 200 тис. тонн збагаченого кварцового піску. При цьому, як відомо, в родовищах каолініту (крім найбільш крупних, що вище зазначені, ще Жежелівське, Турбівське та Рогізнянське) міститься переважно від 45 до 60% піску у вигляді SiO_2 та, власне, білої глини – каоліну (20- 35%) у вигляді значною мірою Al_2O_3 з невеликими включеннями оксидів титану, заліза, магнію, кальцію, калію, натрію та сірки (оксидів титану – в околі відсотка, а решта – соті відсотка). Висока білизна і дисперсність каолінового концентрату з родовищ Вінниччини визначають основні напрямки його використання: для наповнення і покриття вищих сортів паперу, а також як наповнювач білої і кольорової гуми. Встановлена придатність його для виробництва радіотехнічних виробів, ультрамарину, електротехнічного силуміну, недротяних резисторів. У зв'язку з низькою механічною міцністю, у виробках тонкої і електрокераміки каолін може використовуватися, в основному, як добавка (20-50%) до більш міцного, наприклад, просянівського каоліну.

Комплекс досліджень, виконаних недавно французькими і українськими лабораторіями та Гренобльським паперовим центром для визначення білизни, абразивності, реології, кристалографії, гранулометричного розподілу часток каоліну підтвердив, що концентрати з первинного каоліну Великогадоминецького родовища не поступаються перед кращими всесвітньо відомими марками каолінів для крейдування паперу, які виробляють компанії "Інгліш Чайна Клейз" (ІЧК), Англія та "ДжорджіяКаолін" (ДК), США. Об'єм міжнародної

торгівлі каоліном складає приблизно 6 млн. тонн на рік, з них 50-60% припадає на торгівлю каоліном для виробництва паперу. Є на території області також чимало родовищ вторинної каолінової сировини та копалень з потужними запасами, зокрема Паланківське поблизу Вапнярки, але вони до цього часу не набули промислових масштабів.

На Вінниччині є також значні поклади вапняків, які, з одного боку, використовуються на цукрових заводах (вапняковий камінь, як фільтр забрудненої бурякової маси), а, з іншого боку, для випалювання вапна. Розвідані запаси вапняків складають понад 40 млн. тонн. Крім того, вапняки використовують для виробництва цементу та силікатної цегли. Сировиною для виробництва вапна в області служать неогенові вапняки сарматського ярусу, які містять 85-99% CaCO_3 , не більше 5-8% SiO_2 , 2-3 % MgO та незначну кількість інших оксидів. А ще вапнякове борошно можна успішно використовувати для вапнування (нейтралізації) ґрунтів з підвищеною кислотністю. Крім того, щільний вапняк розпилюють на стінові блоки, які використовують у будівництві. Вапняки поширені на значній території області від Бару і Жмеринки до Крижополя та південно-західних її околиць. Їх ресурси необмежені.

Як вапняки, так і запаси гранітів у області практично невичерпні. Варто при цьому наголосити, що на Вінниччині, у Калинівському районі розташоване єдине в Україні детально розвідане Слобідське родовище гранату із запасами в 673 тис. тонн. Це поруч із Іванівським родовищем граніту. Гранату у граніті близько 27%. Мікротвердість гранатів 1400-1500 кг/мм². Гранат – це чудовий абразив і є досить вартісним мінералом, який відноситься до силікатів острівної структури і, здебільшого, складається із оксидів кремнію, іонів заліза, ванадію, марганцю, алюмінію, титану, хрому, а також ітрію тощо. Крім того, у Талаліївському родовищі (Погребищенський район) розвідані поклади опалу – твердого гідрогелю оксиду кремнію, близького до кварцу, що має художньо-декоративні якості з ефектом гри кольорів, як при опалесценції. Тут середній вихід опалу в пеліканітах на 1м³ породи до 1,4 кг. Вартість благородного опалу

сягає іноді до декількох сотень доларів і більше за 1 карат (0,2 г). З пеліканітів є можливість одержання низькотемпературного швидко твердіючого склोलітового цементу, що переважає аналоги з діатомітів і трепелів.

На Вінниччині, зокрема на Лукашівському родовищі (Літинщина), розвідані запаси флюгопіту і мусковіту – малозалізистих слюд, що використовуються в електро- та радіотехнічній промисловості, як теплоізоляційний матеріал. Поблизу с. Райгородок (Гайсинський район) виявлено також слюдяний вермікуліт. Територія області багата запасами керамічної сировини – трепелу та кварцових пісків для виробництва скла, а також цементної сировини, тобто вапняків і глин, тонкозернистих пісків та суглинок (Рівське та Тартакське родовища, Жмеринський район). У виробництві цементів можуть застосовуватись, як добавки, деякі відходи, зокрема: фосфогіпс колишнього Вінницького хімзаводу, зола і шлаки Ладижинської ТЕС, а також відходи цукрозаводів у вигляді дефекату.

Отже, запаси гранітів поширені на всій території області. При цьому, хоч і Вінниччина поступається за якістю кристалічних порід монолітного каменю перед Житомирщиною, але за запасами та кількістю гранітних кар'єрів вона є одним із лідерів в Україні, зокрема сировини для виробництва щебеню та бутового каменю. Відтак, в області розвідано 83 родовища буто-щебеневої сировини із сумарними запасами понад 440 млн. м³. При цьому освоєно 48 родовищ. Тут за обсягами виділяються Жежелівське родовище (18425 тис.м³), Сабарівське (13659), Стрижавське (14322), Кузьминецьке (14915), Демидівське (54203), Кальницьке (19110), Іванівське (33256), Писарівське (16447), Староживотівське (15537), Витавське (24720), Ладижинське (15210) та ін. Більшість із них нині розробляються і експлуатуються у вигляді кар'єрів і спецкар'єрів.

Досить поширена на території Вінницької області і цегельно-черепична сировина для облицювальної та пустотілої цегли, керамічних блоків, але більшість цегельних заводів Вінниччини виробляють повнотілу ординарну цеглу марки 75-100. В області функціонує понад 100 цегельних заводів з

сумарною потужністю далеко за 100 млн. штук цегли на рік. Розвідано понад 160 родовищ цегельної сировини, освоєно 76, а понад 40 кар'єрів розробляються. При цьому кращою цегельно-черепичною сировиною є неогенові глини Придністровської смуги з найбільш відомим Вендичанським родовищем (11096 тис. м³) та іншими родовищами лесовидних четвертинних суглинків та бентонітових глин, що містять оксиди: переважно SiO₂ 50-60%, Al₂O₃ ≈ 10-20%, а також CaO, Fe₂O₃ та ін. Із цих глин виготовляють, крім цегли, і керамзит, як легкий заповнювач, а також пінобетони (ніздрюваті бетони) та ін.

На території області також поширені піщані родовища і кар'єри із сумарним балансом понад 60 млн.м³. При цьому вивчено та оцінено понад 100, а експлуатуються понад 30 родовищ мілкозернистих пісків. Деякі із них потребують збагачення (промивання). Піски найкращої якості розташовані на Дністровських терасах, зокрема: Вендичанське, Немійсько-Юрковецьке, Дзигівське родовища та ін. Грубозернисті піски техногенного походження накопичуються на Глухівському та Турбівському каолінових заводах після збагачення каоліну.

Територія області також багата покладами торфу. Особливо багато його зосереджено в північно-західній частині Вінниччини. Розвідані і числяться на державному балансі 47 родовищ із загальним запасом понад 9,5 млн.тонн. Найбільші ділянки – Згарівське (с.Багринівці) та Війтівцецьке родовища. Вінниччина багата також якісними мінеральними та прісними водами, зокрема лікувальними радоновими водами Хмільника та Немирова. Вони здебільшого знаходяться у тріщинуватій зоні кристалічних порід докембрію. Відносяться до типу гідрокарбонатних магнієво-кальцієвих з мінералізацією 0,4-0,8 г/дм³.

Отже, на Вінниччині розвідано понад 750 родовищ корисних копалин, багато з яких розробляються і експлуатуються, зокрема: апатити – 1, вапняки – 90, вода мінеральна – 69, вода прісна – 44, вугілля буре – 4, глина – 36, гранати – 1, граніти – 107, каолін – 17, кварц – 1, крейда – 4, опока – 5, пісковики і піски – 96, суглинки – 273, торф – 38, трепел – 4, польовий шпат – 3, фосфорити – 1, фосфатна крейда – 7 (Снісар та ін., 1991; Кабінет Міністрів України, 2017;

Швейцарсько-український проект DESRO, 2020; Петрук та ін., 2021; Петрук В., Петрук Р. та ін., 2023; Петрук В., Єрмаков та ін., 2023).

Перспективні родовища для промислового освоєння

Подаємо аналіз переліку найбільш перспективних родовищ, які не експлуатуються, але які можуть бути сприятливими для розробки і видобутку корисних мінерально-сировинних ресурсів. Це, у першу чергу, Зеленоярське титано-цирконієве родовище металевих руд, а також розвідані і ті, що експлуатуються, поклади первинних каолінів, оскільки теперішні родовища задовольняють лише на 4-10% західноєвропейський ринок. Заслужують на увагу також Бахтинське родовище флюориту, поклади фосфатно-глауконітових руд та фосфатної крейди, трепелу, вапнякового каменю. Не використовується у повній мірі наш найбільший в Україні потенціал гранітних ресурсів. Крім того, родовища торфу практично не використовуються ні для енергетичних цілей, ані для сільськогосподарських чи дачних потреб.

Мінерально-сировинний потенціал області використовується далеко не в повній мірі, особливо протягом останніх років. Деякі перспективні види сировини досі залишаються взагалі не освоєними. Повністю зупинені роботи на десятках родовищ, що розроблялися раніше, в тому числі і на окремих родовищах якісної сировини, з сприятливими умовами видобутку, розташованих у вигідних транспортних умовах.

При цьому область, як було зазначено вище, багата на неметалеві корисні копалини. В першу чергу, це родовища первинних каолінів, які є одними з найбільших і найкращих не тільки в Україні а й у Європі. В області на сьогодні виробляється близько 70 тис. тонн каолінового концентрату, що складає 10-15% від рівня початку 80-х років. Найбільше в Україні за запасами Бахтинське родовище флюориту може стати сировинною базою цього необхідного для вітчизняної металургії компоненту.

Поклади фосфатно-глауконітових руд та фосфатної крейди можуть бути використані для виготовлення місцевих фосфорних добрив та меліорантів.

Разом з тим, вважаємо, що на цих родовищах фосфоритів може бути організоване добування і виробництво фосфоритно-глауконітового борошна без додаткового збагачення, яке можна з успіхом використовувати у сільськогосподарському виробництві.

Найкращі в Україні за якістю трепели та найбагатші з відомих проявлення опалу слід розглядати як перспективні види сировини, які можуть бути освоєні після довивчення.

Як відомо, область займає одне з перших місць в Україні за запасами придатного для розпилювання вапнякового каменю – дешевого, екологічно чистого і ефективного будівельного матеріалу. Перспективним є розробка родовищ, на яких можливе випилювання блоків відкритим способом та освоєння нового типу пиляного каменю – крейдоподібних вапняків і опоковидних порід.

Заслужують уваги окремі родовища облицювального каменю – гранітів і пісковиків, на яких при незначних затратах може бути організовано виробництво колотих та тесаних виробів: бруківки, бордюрів, східців, плит тощо. Крім того, запаси гранітів для виробництва щебеню в області майже невичерпні, тоді як західніше та південніше, аж до державного кордону і далі, родовищ граніту взагалі немає. Це питання також актуальне у зв'язку з початком будівництва міжнародних транспортних коридорів.

Не зважаючи на значне поширення і великі запаси досить якісного вапнякового каменю, як вапняки, так і сам камінь для цукрових заводів та Ладижинського заводу силікатної цегли завозиться з інших областей. Так само в область завозиться облицювальна цегла, керамічні блоки і черепиця, хоча раніше вони успішно виготовлялися в Вендичанах та в інших місцях. Також завозиться у Вінницю з інших областей звичайний митий річковий пісок, хоча на її околицях є в достатній кількості і піски, і вода для їх перемивання.

В області, за винятком керамзитового гравію, не виробляються теплоізоляційні будівельні матеріали, хоча в достатній кількості є сировина для виробництва, наприклад, пінобетонних виробів.

Мінеральні лікувальні та столові води інтенсивно почали освоюватися тільки останнім часом. Якщо майже на усіх відомих родовищах лікувально-столових вод ведеться розлив, або йде підготовка до нього, то значна кількість потужних джерел та свердловин з вивченими високоякісними столовими водами ще не використовуються. Окремі з них розташовані в досить вигідних транспортних умовах. Перелік найбільш перспективних об'єктів приведено в таблицях 1 і 2.

Таблиця 1

Найбільш перспективні детально розвідані родовища,
що на даний час не експлуатуються

Район	Родовище	Сировина	Запаси, тис.м ³ (тонн)
1	2	3	4
ТИТАНО-ЦИРКОНІЄВА СИРОВИНА			
Оратівський	Зеленоярське	титано-цирконієві руди	(nx10 ⁵)
КАОЛІНИ			
Козятинський	Велико-Гадоминецьке	каолін первинний	(210 000)*
	Жежелівське	каолін первинний	(24 090)
КАМІНЬ ДЛЯ ПИЛЯНИХ СТИНОВИХ БЛОКІВ			
Томашпільський	Стінянське	вапняк-черепашник	42 154
	Стіна (Русавське)	вапняк-черепашник	9 883
Могилів- Подільський	Немійське	кремниста крейда	903
Шаргородський	Деребчинське (діл.Адамівська)	вапняк-черепашник	6 251
ВАПНЯКИ ДЛЯ ВИПАЛЮВАННЯ ВАПНА			
Могилів- Подільський	Немійське	вапняк	(6 706)
Томашпільський	Виля	вапняк	(95 450)
Жмеринський	Рівське	вапняк	(10 706)
СИРОВИНА ДЛЯ ВИГОТОВЛЕННЯ ВАПНЯКОВОГО БОРОШНА			
Ямпільський	Гальжбіївське	крейда	(3 845)
СИРОВИНА ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА ЩЕБЕНЮ І БУТОВОГО КАМЕНЮ			
Жмеринський	Демидівське	граніт	54 203
	Володимирівське	граніт	12 196
Літинський	Малинівське	ендербіт (гранодіорит)	5 785
Гайсинський	Кузьминецьке	граніт	14 915
Калинівський	Павлівське	граніт	6 530
Іллінецький	Дашівське	граніт	5 900
Ямпільський	Цекинівське	галька, гравій	1 020

Продовження таблиці 1

1	2	3	4
СИРОВИНА ДЛЯ КЕРАМІЧНОЇ ЦЕГЛИ, БЛОКІВ ТА ЧЕРЕПИЦІ			
Могилів-Подільський	Вендичанське-2	глина	2 026
Жмеринський	Тартацьке	глина	4 849
	Жмеринське	глина	766
Піщанський	Дмитрашків-Трудівське	глина	3 358
Козятинський	Козятинське	суглинок	1 129
Калинівський	Іванівське	суглинок	782
ПІСКИ ДЛЯ БУДІВЕЛЬНИХ РОБІТ			
Вінницький	Бохоницьке	пісок	1 706
Липовецький	Приборівське	пісок	1 828
Гайсинський	Гунчанське	пісок	687
ПІЩАНО-ГРАВІЙНІ СУМІШІ			
Ямпільський	Цекінівське	пісок, гравій, галька	1 020
ПІСКИ ДЛЯ СИЛКАТНИХ ВИРОБІВ ТА ПІНОБЕТОНІВ			
Липовецький	Халявинське	пісок тонкозернистий	1 561
Могилів-Подільський	Ізраїлівське	пісок тонкозернистий	657
ТОРФ			
Літинський	Згарівське (діл.Згар-2)	торф низинний	(2 005)
Хмільницький	Війтiвецьке (Центральна част.)	торф низинний	(1 019)
Барський	Рівське (діл."Н-1")	торф низинний	(258)
ПРІСНІ ПІДЗЕМНІ ВОДИ			
Вінницький	Вінницьке	вода прісна	16 900**
Жмеринський	Жмеринське (діл.Жуків.,Південна)	вода прісна	2 000**
Гайсинський	Гайсинське (діл.Північна)	вода прісна	12 200**
Козятинський	Козятинське (діл.Вернигор., Сокол.)	вода прісна	12 10**
Липовецький	Липовецьке	вода прісна	3 800**
Погребищенський	Погребищанське (діл.Ляхів.,Білаш.)	вода прісна	7 600**
Тростянецький	Тростянецьке (діл. Летківка)	вода прісна	4 00**
Тульчинський	Тульчинське	вода прісна	6 200**

* - запаси частини родовища, розташованої на території Вінницької області

** - м³ на добу.

Таблиця 2

Перспективні попередньо розвідані і нерозвідані родовища та проявлення найбільш актуальних видів сировини, що не експлуатуються.

Район	Родовище	Сировина	Запаси (C ₁ +C ₂) тис.м ³ (тн)	Ресурси, тис.м ³ (тн)
1	2	3	4	5
ФЛЮОРИТ				
Мурованокуриловецький	Бахтинське	флюорит	(14 445)	(25 000)
ФОСФАТНА СИРОВИНА				
Мурованокуриловецький	Жванське	фосфорно- глауконітова руда	(5 376)	
	Бахтинське	фосфатна крейда		(30 000)
Могилів-Подільський	Немійське	фосфатна крейда		(5 000)
КАОЛНИ ПЕРВИННІ				
Козятинський	Чубинське	колін первинний	(770 000)	
	Гуринське	колін первинний	(180 000)	
	Туча- Миколаївське	колін первинний		
Тиврівський	Рогізнянське	колін первинний	(1 850)	
1	2	3	4	5
КАОЛНИ ВТОРИННІ				
Томашпільський	Паланківське	колін вторинний		(5 000)
ТРЕПЕЛ				
Могилів-Подільський	Шлишковецьке	трепел	1 000	4 500
	Могилів- Подільське	трепел	232	2 400
ОПАЛ				
Погребищенський	Талалаївське	опал		
Козятинський	Глуховецьке	опал		
ДЕКОРАТИВНО-ОБЛИЦЮВАЛЬНИЙ КАМІНЬ				
Хмельницький	Березнянське	граніт світло-сірий		3 000
Ямпільський	Порогівське	пісковик білий	340	
КАМІНЬ ДЛЯ ПИЛЯНИХ СТИНОВИХ БЛОКІВ				
Ямпільський	Великокісницьке	Крейдоподібний вапняк		5 000
	Оксанівське	крейдоподібний вапняк		5 000
СИРОВИНА ДЛЯ КЕРАМЗИТУ І БУДІВЕЛЬНОЇ КЕРАМІКИ				
Могилів-Подільський	Лядовське	аргіліт		3 000
ПІСКИ ДЛЯ БУДІВЕЛЬНИХ РОБІТ				
Калинівський	Мізяківське	пісок		3 000
Вінницький	Сосонське	пісок		7 000
ПІСКИ ДЛЯ СИЛКАТНИХ ВИРОБІВ ТА ПІНОБЕТОНІВ				
Могилів-Подільський	Немійське	пісок тонкозернистий		5 000
Жмеринський	Рівське	пісок тонкозернистий		3 000
МІНЕРАЛЬНІ СТОЛОВІ ВОДИ				
Піщанський	“Княжна”	вода джерельна		>1 000*
Томашпільський	“Шумилівська”	вода джерельна		>1 000*
Чернівецький	“Шипіт”	вода джерельна		>1 000*

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5
Мур.Куриловецький	“Регіна”, дж.№2, №3	вода джерельна	68*	
Жмеринський	“Лебедине озеро”	вода з арт.свердлов.		>100*
Вінницький	“Стрижавчанка”	вода з арт.свердлов.		бл. 100*
	“Вороновицька *	вода з арт.свердлов.		бл. 100*

* - м³ на добу.

Заходи посмайнінгу гірничорудних об'єктів

Постмайнінг на гірничодобувних підприємствах, насамперед на занедбаних шахтах та інших об'єктах хімічної, металургійної, теплової та енергетичної промисловості, передбачає пожевлення, відновлення та рекультивуацію порушених територій, включно з різноманітними процесами очищення, методами фіторемедіації та повторним використанням забруднених і порушених територій, ґрунту та ландшафту, процесом створення нових можливостей для розвитку економічної та соціальної інфраструктури на місцях розташування цих об'єктів. Постмайнінг також спрямований на зниження негативного впливу на довкілля та здоров'я людини і створення нових можливостей для розвитку спільноти. Діяльність та операції після видобутку призводять до створення різноманітних економічних і соціальних об'єктів, таких як парки, спортивні майданчики та зони відпочинку. Під час вибору списку об'єктів, що найбільше заслуговують на увагу на сьогодні, було враховано такі чинники: потреба в сировині або продукції з неї; якість і запаси сировини; гірничотехнічні умови родовища; географічне й економічне становище; наявність транспорту та інших засобів зв'язку; вартість землі, екологічні аспекти та ін.

Екологічні проблеми, пов'язані з гірничою діяльністю

Розробка кар'єрів веде до деградації земель і втрати родючості. Видобуток корисних копалин, особливо відкритим способом, призводить до втрати родючих ґрунтів. Це серйозна проблема, оскільки родючі землі в регіоні Вінниччини мають велике сільськогосподарське значення. Відсутність

належних заходів з рекультивації призводить до ерозії та зсувів ґрунту, які погіршують стан навколишніх територій. Під час видобутку корисних копалин також утворюється велика кількість порожньої руди, яка відкладається на поверхні землі у вигляді відвалів. Вони можуть порушувати природний ландшафт і негативно впливати на якість ґрунту через вимивання токсичних речовин. Під час видобутку мінералів, зокрема граніту, глини та піску, дрібні частинки породи потрапляють у воду, підвищуючи каламутність річок і водойм. Це негативно позначається на екосистемах, таких як річки Південний Буг і Дністер, що протікають територією регіону. Використання хімікатів під час переробки руди та інших корисних копалин може призвести до забруднення ґрунтових вод важкими металами, такими як свинець, кадмій і ртуть. Інтенсивне відкачування води з кар'єрів може призвести до падіння рівня води, що тягне за собою брак води в сусідніх населених пунктах, особливо під час літніх посух. Крім того, видобуток і транспортування корисних копалин супроводжується значним пилоутворенням. Зокрема, під час видобутку граніту та піску дрібні частинки викидаються в повітря і забруднюють атмосферу. Використання важкої техніки та робота в кар'єрах призводять до викидів парникових газів, таких як CO₂, CO, NO_x та ін. Це сприяє забрудненню повітря та збільшенню викидів, зокрема вуглекислого газу. Розробка кар'єрів супроводжується високим рівнем шуму і чинить негативний вплив на здоров'я жителів прилеглих районів і диких тварин. Для видобутку корисних копалин потрібні великі площі землі, що може призвести до втрати місць проживання багатьох видів рослин і тварин. Відкачування води і порушення природного ландшафту змінюють водний баланс території, впливаючи на рослинність і водні організми. Втрата природного середовища існування може призвести до скорочення чисельності рідкісних і зникаючих видів флори і фауни, зокрема видів, занесених до Червоної книги України. Водночас, після закінчення видобутку багато кар'єрів залишаються без відповідних заходів з рекультивації. Це призводить до утворення відкритих кар'єрів, які є джерелом забруднення та небезпечні для людей і тварин. Рекультивація потребує значних коштів, але

через низький рівень фінансування компанії часто не в змозі провести всі необхідні роботи з рекультивації. Забруднення повітря і води, шумове забруднення і низький рівень ґрунтових вод негативно позначаються на здоров'ї місцевих жителів. Через розробку родовищ втрачаються рекреаційні зони, оскільки території, які раніше використовувалися для відпочинку і туризму, перестають бути придатними для використання. У результаті зростає соціальна напруженість, і місцеві жителі часто виступають проти гірничодобувних проектів через їхній негативний вплив на навколишнє середовище та здоров'я людей.

Крім того, у регіонах Винничини, де ведеться видобуток граніту, вапняку та пісковика, часто утворюються:

- а) яри через підвищений поверхневий стік;
- б) у районах, розташованих поблизу кар'єрів, спостерігається значна вітрова ерозія через нестійкі відвали та значний пиловий стік;
- в) відбувається деградація ґрунту, оскільки родючий ґрунт змішується з порожньою породою і робить їх непридатними для сільськогосподарського використання.

Вплив гірничих робіт на ерозійні процеси та деградацію ґрунтів

Видобуток корисних копалин, особливо відкритим способом, має значний вплив на ерозію та деградацію ґрунтів. Це проявляється у зміні фізичних і хімічних властивостей ґрунту, підвищуючи його вразливість до зовнішніх впливів. Під час розкривних робіт видаляється поверхневий шар родючого ґрунту та його структура. Тому територія стає більш схильною до ерозії під впливом води і вітру. У багатьох випадках відвали, що залишилися після розкривних робіт, не утворюють ґрунтового профілю. Їхня поверхня нестабільна і легко руйнується під впливом дощу і вітру. Ерозія ґрунту – один із найбільш руйнівних наслідків гірничодобувної діяльності, який значно посилюється через порушення природного покриву, зміну рельєфу та відсутність рослинності, яка раніше стабілізувала ґрунт. Водна ерозія виникає,

коли частинки ґрунту вимиваються потоками води. Вона характерна для районів із значною кількістю опадів і великими ухилами, де поверхневий стік більш інтенсивний.

Причини посилення водної ерозії внаслідок видобутку корисних копалин переважно такі:

1) видалення рослинності, а рослинність затримує водний потік і захищає ґрунт від ерозії. Коли родючі шари видаляються, ґрунти оголюються і стають вразливими для опадів;

2) формування схилів і відвалів, які мають нестійку структуру і часто бувають крутими, що призводить до швидкого стоку води;

3) порушення водного балансу – природні зміни рельєфу впливають на напрямок потоку, а локальна концентрація води спричиняє і створює умови для утворення ярів і балок, втрати родючого ґрунту та забруднення води.

Тому рекомендовані заходи для боротьби з водною ерозією:

1) створення терасованих схилів для зниження швидкості поверхневого стоку;

2) гідропосів (посів трав і чагарників) на схилах і в пониженнях;

3) встановлення дренажних систем для контролю стоку води.

Крім того, вітрова ерозія – це переміщення частинок ґрунту під дією вітру. Вона інтенсивніша на відкритих сухих ділянках, особливо на піщаних і запованих ґрунтах. Водночас, кар'єри, відвали та місця розкопок створюють великі відкриті простори, куди вітер легко переносить частинки ґрунту. Кар'єрні майданчики є джерелом пилу, що розноситься вітром, особливо в посушливі періоди. Вітрова ерозія забирає легкі частинки, залишаючи голі, важкі ґрунти, які схильні до водної ерозії. Водна ерозія, з іншого боку, вимиває структуру ґрунту, роблячи його більш сприйнятливим до вітрової ерозії. Таким чином, коли обидва види ерозії поєднуються, територія швидко опустелюється і стає важко відновлюваною. Таким чином, водна і вітрова ерозія є серйозними проблемами в гірничодобувних районах, таких як Вінниччина. Для боротьби з цими явищами необхідно вживати комплексних заходів, включно з

рекультивацією земель, відновленням рослинного покриву та інженерними рішеннями щодо стабілізації ґрунту. Це дасть змогу знизити темпи розвитку ерозії та поліпшити екологічний стан постраждалих районів. Видобуток корисних копалин також порушує природний баланс поживних речовин у ґрунті. Забруднення важкими металами, сульфатами та іншими хімічними речовинами робить ґрунт токсичним для рослин. Крім того, використання важкої техніки ущільнює ґрунт, знижуючи його аерацію і водопроникність. Це перешкоджає росту рослин і знижує біологічну активність ґрунтових мікроорганізмів. Під час окислення сульфідних порід (наприклад, піриту) утворюється сірчана кислота, яка знижує рН ґрунту, роблячи його непридатним для більшості рослин. Таким чином, гірничі роботи можуть значно змінити природний стан ґрунтів, але їхній негативний вплив можна звести до мінімуму, якщо дотримуватися сучасних екологічних стандартів і відновлювати порушені ділянки.

Техногенний вплив на ґрунтовий покрив та екосистеми

Гірничодобувна промисловість чинить значний антропогенний та техногенний вплив на ґрунтовий покрив і екосистеми, особливо в районах із високою інтенсивністю гірничих робіт. Розробка кар'єрів знищує ґрунтовий покрив шляхом механічного руйнування. Гірничі роботи часто повністю змінюють поверхню землі. У результаті руйнуються природні ландшафти та знищуються раніше існуючі екосистеми. Родючі шари ґрунту, що формувалися століттями, стають непридатними для сільського господарства та відновлення. Процес розробки кар'єрів змінює рельєф місцевості. Кар'єри створюють штучні пагорби та котловани, які змінюють напрямок потоку води, спричиняючи заболочування та висихання сусідніх територій. Відкриті ділянки, не вкриті рослинністю, більш схильні до водної ерозії під час дощів, що призводить до утворення ярів. Вітрова ерозія розносить дрібний пил на великі відстані, забруднюючи сусідні території. Це призводить до сильного хімічного забруднення ґрунту. Пил, багатий на оксиди металів, сульфати та інші хімічні

сполуки, накопичується на поверхні ґрунту, роблячи його непридатним для росту рослин. Це також призводить до біологічної деградації ґрунту, оскільки мікроорганізми, що підтримують родючість ґрунту, гинуть. Під час руйнування гірських порід утворюються сульфати, сульфіти та сульфіди, які реагують із водою, утворюючи сірчану та сірчисту кислоту. Така вода не тільки забруднює ґрунт, а й проникає крізь підземні пласти, завдаючи шкоди на більшій території. Наприклад, у гранітних відкладеннях у районі Жмеринки залишилися великі порожнини, які поступово заповнюються дощовою та ґрунтовою водою. Однак, у цих озерах часто міститься велика кількість токсичних речовин, що робить їх непридатними для використання. Водночас, у радіусі декількох кілометрів від гірничодобувних підприємств спостерігається деградація ґрунтів, а пил, що утворюється під час транспортування матеріалів, накопичується на сільськогосподарських угіддях, знижуючи врожайність.



Рис. 1. Вибухові роботи на Сабарівському кар'єрі, що поблизу Вінниці

Вплив видобутку на локальні кліматичні умови

Забруднення приземного шару повітря в районі кар'єрів, спричинене викидами обладнання і техніки, що працює в кар'єрі, значною мірою залежить від погодних умов. Концентрація забруднювальних речовин у повітрі може різко зростати в певні періоди, коли погодні умови сприяють їх накопиченню на поверхні атмосфери. Для видобутку корисних копалин використовується

гірниче обладнання, допоміжне устаткування і технічні транспортні засоби, що працюють на дизельному паливі. Під час згоряння палива в двигунах внутрішнього згоряння обладнання та техніки відбувається викид в атмосферу парникових газів, таких як діоксид вуглецю, оксиди азоту та ін.

Аналіз екологічних ризиків, пов'язаних із технологічними процесами видобування

Для розроблення ґрунту використовуються гірничі та транспортні системи: екскаватори завантажують розкривні породи і перевозять їх на полігон. Розкривні породи вантажаться бульдозерами і гусеничними екскаваторами. Наприклад, піщаник розробляється бульдозерами з розпушувачами, іноді з використанням людської сили. Для відокремлення блоків від сипучого матеріалу використовують екологічно чисті, невибухонебезпечні руйнівні речовини (лужна порошкоподібна речовина на основі оксиду кальцію, змішаного з водою). Як уже згадувалося вище, під час видобутку і переробки корисних копалин в атмосферу викидаються забруднювальні речовини, в основному у вигляді зважених часток. З іншого боку, максимальна приземна концентрація забруднювальних речовин на межах санітарно-захисної зони не повинна перевищувати санітарних норм, установлених для всіх забруднювальних речовин, з урахуванням фонових концентрацій. Таким чином, після закінчення видобутку корисних копалин потрібне проведення гірничо-біологічної рекультивації для відновлення земель, порушених гірничими роботами. Це охоплює формування стійкого рельєфу, нанесення родючого шару ґрунту і посадку рослинності та інших агротехнічних заходів.

Використання «зелених» технологій для покращення екологічного стану гірничорудних об'єктів і видобувної діяльності на них

Зелені технології забезпечують сталий розвиток і мінімізують негативний вплив гірничих робіт на навколишнє середовище. Їх впровадження – ключ до вирішення екологічних проблем, викликаних експлуатацією природних

ресурсів. Основні сфери застосування «зелених» технологій охоплюють енергоощадні технології, утилізацію відходів, очищення води, зниження забруднення повітря, екологічну регенерацію та відновлення, автоматизацію та цифровізацію, а також використання сонячних батарей, вітряних турбін, теплових насосів і геотермальних електростанцій для задоволення потреб в енергії. Крім того, впровадження «зелених» технологій може сприяти зниженню екологічних ризиків, раціональному використанню ресурсів і відновленню навколишнього середовища. Впровадження цих технологій у видобувну промисловість – крок до сталого (збалансованого) розвитку та збереження екосистем для майбутніх поколінь.

Також необхідно максимально збільшити переробку та утилізацію відходів, а саме:

- 1) впровадити системи очищення кар'єрної води та забезпечити її повторне використання в технологічному циклі;

- 2) впровадити технології розділення та переробки твердих відходів, включно з металами та полімерами.

Необхідно також застосовувати технології очищення води, зокрема:

- 1) використання біологічних фільтрів для видалення забруднювальних речовин;

- 2) будівництво очисних споруд для відстоювання і фільтрації кар'єрної води перед її скиданням у водойми.

При цьому рециркуляція води знижує потребу у свіжій воді та запобігає її забрудненню. Зниження забруднення повітря також вимагає:

- 1) використання електротранспорту та обладнання з низьким рівнем викидів CO₂;

- 2) розпилення води або екологічних розчинів для зниження пилоутворення; 3) використання систем контролю викидів в атмосферу для дотримання екологічних стандартів та ін.

Прогнозування позитивних соціально-економічних ефектів

Економічні вигоди, за прогнозами, включають зниження витрат підприємств, сприяння розвитку місцевих підприємств і збільшення податкових надходжень. Економія витрат підприємств може бути досягнута за рахунок таких заходів:

1) зниження витрат на закупівлю нових матеріалів – використання розкривних порід у будівництві та на полігонах може знизити вартість матеріалів на 20-30%, оскільки вони замінюють щебінь, гравій і ґрунт;

2) економія на утилізації відходів – обсяг відходів зменшується, а значить, знижуються витрати на їхнє зберігання й транспортування на полігони;

3) заходи енергоефективності, наприклад, повторне використання розкривних порід знижує енергоспоживання при їхньому видобутку й транспортуванні.

Крім того, залучення місцевих підприємств і підрядників до транспортування, сортування та утилізації залишків ґрунту, а також розширення сектора послуг. У результаті вжитих заходів зросте попит на послуги з технічного обслуговування та логістики. Підвищення економічної активності призведе до збільшення податкових надходжень до місцевого бюджету, які можуть бути використані для реалізації соціальних програм та інфраструктурних проєктів. Очікується, що соціальний вплив включатиме створення нових робочих місць, нові можливості для громад, поліпшення умов життя, поліпшення інфраструктури, наявність робочої сили на полігоні та будівельних роботах, а також стимулювання розвитку проєктів з перероблення та повторного використання відходів.

Поліпшення умов життя населення

Для цього рекомендуються такі заходи:

1) скорочення площі сміттє-звалищ поліпшить екологічну ситуацію і позитивно позначиться на здоров'ї місцевого населення;

2) відновлення ландшафту створить умови для нових рекреаційних зон і сільськогосподарського землекористування;

3) зростання економічної активності стимулюватиме розвиток інженерних мереж, соціальних об'єктів і житла;

4) підвищення якості інфраструктури передбачає будівництво доріг та інвестиції в інфраструктуру;

5) відновлення біорізноманіття також покращує екологічну ситуацію тощо.

Естетичне покращення ландшафтів видобувних територій

Відновлені території створюють сприятливі умови для розвитку рекреаційних зон. Компанії, що реалізують екологічні рішення, матимуть кращу репутацію серед місцевого населення, що сприятиме зміцненню довіри та підтримки. Очікувані результати представлені в таблиці 3.

Таблиця 3

Приклад прогнозованих результатів від впровадження локальних заходів постмайнінгу розкривних порід і відвалів навколо одного гірничорудного об'єкту

Показник	До впровадження	Після впровадження	Ефект
Зайнятість у регіоні	5–7%	10–12%	+5% робочих місць
Податкові надходження	10 млн грн/рік	15 млн грн/рік	+5 млн грн/рік
Обсяг площ, зайнятих відвалами	100 га	70 га	-30 га
Довжина покращених доріг	0 км	10 км	Нові дороги
Відновлені території	0 га	50 га	Збільшення рекреаційних ресурсів тощо.

Таким чином, реалізація заходів після видобутку корисних копалин з використанням залишкового ґрунту та відвалів дає змогу досягти значних соціально-економічних вигод, включно з економічними вигодами, соціальними вигодами та екологічною стійкістю. Такий підхід сприяє сталому розвитку території та створює умови для підвищення якості життя населення (Рудько &

Яковлев, 2020; Андреев, 2016; Кабінет Міністрів України, 1999; Рудько, 2006; Єрмаков, Яковлев, Чумаченко, Петрук, Дятел, Карпенко & Лубенська, 2024; Єрмаков та ін., 2024; Распутна, 2011; Давидова & Левицька, 2006; Бакка, Гуменюк & Редчиць, 2004; Бакка, 2004; Звіт з оцінки впливу на довкілля, 2019, 2021; Руденко, 2011; Сергеев & Білецький, 2008).

Висновки

Отже, головними завданнями впровадження постмайнінгу, спрямованого і на розширення виробництва на регіональних сировинно-мінеральних ресурсах, і на підвищення безпеки місцевого населення можуть бути такі заходи:

1) удосконалення системи прогнозування змін основних життєзабезпечувальних складників довкілля;

2) модернізація структури моніторингу з впровадженням математичних компенсаційних моделей діяльності гірничорудних районів та використанням ГІС- технологій тощо;

3) наукове обґрунтування граничних змін екологічних параметрів впливних факторів на довкілля та довгострокової екологічної безпеки та безпеки життєдіяльності;

4) забезпечення стійкої експлуатації об'єктів критичної інфраструктури та інші природоохоронні заходи;

5) невідкладне виконання робіт в повоєнний період по ревіталізації, рекреації та створення на місці гірничорудних об'єктів привабливих «зелених» зон, впровадження відповідних інноваційно-інвестиційних проєктів з метою створення сучасних соціально-економічних об'єктів;

6) реструктуризації гірничих комплексів за прикладом передових країн ЄС.

Крім того, для зменшення негативного впливу гірничого видобутку на довкілля у Вінницькій області можна рекомендувати такі заходи:

- 1) впровадження сучасних екологічних безпечних технологій видобутку та переробки, що допоможе зменшити пилове та хімічне забруднення;
- 2) розробка та реалізація програм рекультивації земель після видобування, що дасть можливість відновлювати природний ландшафт після завершення видобутку копалин;
- 3) підвищення рівня регулярного контролю за дотриманням екологічних стандартів та норм, за якістю повітря, води та ґрунтів, що дозволить своєчасно виявляти і вирішувати екологічні проблеми;
- 4) залучення місцевих жителів до процесу прийняття рішень, що зменшить соціальну напругу і сприятиме врахуванню інтересів мешканців місцевих громад.

Список літератури

- Андрєєв, В. П. (2016). Екологічні проблеми гірничої промисловості. Київ: Інтернаука.
- Бакка, М. Т., Гуменюк, І. Л., & Редчиць, В. С. (2004). Екологія гірничого виробництва: Навчальний посібник. Житомир: ЖДТУ.
- Давидова, І. В., & Левицька, О. К. (2006). Дослідження динаміки процесів самоочищення кар'єрних вод після проведення масових вибухів та їх вплив на забруднення природних водойм. Житомир: ЖДТУ.
- Єрмаков, В. М., Яковлев, Є. О., Чумаченко, С. М., Петрук, В. Г., Дятел, О. О., Карпенко, М. І., & Лубенська, Н. О. (2024). Еколого-техногенні небезпеки і загрози від забруднення приземної атмосфери Донбасу за умови повоєнного постмайнінгу. Київ: ФОП Ямчинський О. В.
- Звіт з оцінки впливу на довкілля Видобування корисних копалин Болтишського родовища гнейсо-гранітів. (2019). Дніпро.
- Звіт з оцінки впливу на довкілля Робочого проекту розробки та гірничотехнічної рекультивації Писарівського-2 родовища пісковику у Могилів-Подільському районі Вінницької області. (2021). Вінниця.
- Кабінет Міністрів України. (1999). Про концепцію поліпшення екологічного

становища гірничодобувних регіонів України. Постанова від 31 серпня 1999 р., №1606.

Кабінет Міністрів України. (2017). Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року. Розпорядження від 08.11.2017, № 820-р.

Петрук, В. Г., Єрмаков, В. М., Лубенська, Н. В., & Петрук, Р. В. (2023). Ревіталізація, рекреація та постмайнінг гірничодобувної галузі Вінниччини. *Матеріали Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Екологічно сталий розвиток урбосистем»* (2–3 листопада 2023 року, Харків), 165–166.

Петрук, В. Г., Петрук, Р. В., Іщенко, В. А., & Гавадза, С. В. (2023). Інтегроване управління постмайнінгом багатотоннажних відходів Вінниччини. *Збірник матеріалів IV Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Довкілля. Енергозбереження»* (7–8 грудня 2023 року, Полтава), 80–82.

Петрук, Р. В., Петрук, В. Г., & Кравець, Н. М. (2021). Аналіз стану інтегрованого управління екологічною безпекою багатотоннажних промислових відходів на Вінниччині. *Екологічні науки*, 1(34), 215–218.

Распутна, Т. А. (2011). Дослідження закономірностей впливу гірничих розробок на водний басейн. *Вісник ЖДТУ. Серія «Технічні науки»*, (3)(58), 184–188.

Руденко, О. В. (2011). Відходи гірничо-збагачувального виробництва: особливості при визначенні їх об'єктом обліку. *Європейський вектор економічного розвитку*, (1)(10), 202–207.

Рудько, Г. І. (2006). Ресурси геологічного середовища та екологічна безпека техноприродних геосистем. Київ: ЗАТ «Нічлава».

Рудько, Г. І., & Яковлев, Є. О. (2020). Постмайнінг гірничодобувних регіонів України як новий напрям еколого-безпечного використання мінерально-сировинних ресурсів. *Мінеральні ресурси України*, (3), 37–44.

Сергєєв, П. В., & Білецький, В. С. (2008). Полігонні і промислові випробування технологій селективної флокуляції вугільних шламів. *Збагачення корисних копалин: наук.-техн. зб.*, (35)(76), 124–131.

Снісар, Н. Г., Бент, О. І., & Яцун, В. К. (1991). Комплексне використання промислових відходів у Вінницькій області. Маяк.

Швейцарсько-український проект DESRO. (2020). Регіональний план управління відходами Вінницької області на період до 2030 року. Вінниця.

Наукове online-видання

**СТАЛИЙ РОЗВИТОК:
ЗАХИСТ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.
ЕНЕРГООЩАДНІСТЬ.
ЗБАЛАНСОВАНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.**

Колективна монографія
За редакцією проф. Мальованого М. С.

Головний редактор Online-видання
Науковий редактор Online-видання
Відповідальна за випуск
Дизайн та оформлення Online-видання

Яніна Яроченко
Мирослав Мальований
Наталія Вронська
Ліє Гудзик

Цитування:

Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : кол. монографія / [авт. кол. : Русин І., Дячок В., Скиба В., Вознюк Н. та ін.] / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : Яроченко Я. В., 2024. — 420 с. : рис., табл. — on-line. — Режим доступу: <https://liegudzyk.com/stalyy-rozvytok-zakhyst-navkolyshnoho-seredovyshcha-kolektyvna-monohrafiya-2024>



Видавець: Яроченко Яніна Володимирівна
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК 6692 від 21.03.2019
lie.gudzyk@gmail.com / +38 093 923 1410 / Viber & Telegram
Lie Gudzyk Studio® / <https://liegudzyk.com/online-publishing>

